

Modellierung der landwirtschaftlich genutzten Dauerversuchsflächen in NRW

Abschlussbericht

**Kohlenstoffmodellierung der Intensivstandorte NRW und der
Dauerversuchsflächen Dikopshof, Dülmen, Poppelsdorf und Meckenheim**

1. Einleitung

2. Methoden

2.1 Die Dauerversuchsflächen in NRW

2.2 RothC

2.3 Modellinput

2.3.1 Intensivstandorte

2.3.2 Dauerversuchsflächen

2.4 Erzeugung der Szenarien

2.4.1 Intensivstandorte

2.4.2 Dauerversuchsflächen

2.5 Schrittweise multiple lineare Regression

3. Ergebnisse

3.1 Inversion

3.1.1 Intensivstandorte

3.1.2 Dikopshof

3.1.3 Dülmen

3.1.4 Poppelsdorf

3.1.5 Meckenheim

3.2 Fraktionierung und Modellpools

3.3 Prognostische Modellierung

3.3.1 Intensivstandorte

3.3.2 Dikopshof

3.3.3 Dülmen

3.3.4 Poppelsdorf

3.3.5 Meckenheim

4. Diskussion

4.1 Intensivstandorte

4.2 Dauerversuchsflächen

4.3 Synthese

5. Zusammenfassung

Literatur

Anhang

1. Einleitung

Mit mehr als 3000 Gt sind Böden gewaltige globale Kohlenstoffspeicher. Die Böden speichern mehr als ca. drei mal soviel Kohlenstoff wie die Pflanzendecke oder die Atmosphäre. Durch Abbauprozesse wird der Kohlenstoff wieder der Atmosphäre zugeführt, wo er vor allem als Kohlendioxid klimawirksam wird. Ein Teil der organischen Bestandteile des Bodens wird wesentlich schneller abgebaut als andere, der als „Black Carbon“ bezeichnete Kohlenstoff dagegen scheint auf der zeitlichen Skala von Jahrhunderten überhaupt nicht abgebaut zu werden. Für Prognosen heißt das, es reicht nicht allein aus, nur die Gesamtmenge an Bodenkohlenstoff zu kennen. Die Anteile der Kohlenstoffpools mit den verschiedenen Abbaubarkeiten müssen bekannt sein.

Vor diesem Hintergrund sind 2009 das IBG-3 des Forschungszentrums Jülich und die Bodenkunde (INRES) der Universität Bonn beauftragt worden das vom LANUV für NRW durchgeführte Humusmonitoring zu begleiten. Generelles Ziel war dabei, über Modellierungen mit RothC und im Labor durchgeführten Kohlenstofffraktionierungen (INRES Bonn) die Kohlenstoffqualität in NRW zu Beginn des Humusmonitorings zu erfassen. Ferner sollten mit RothC für die intensiv beprobten Standorte des Humusmonitorings sowie für die vier landwirtschaftlichen Dauerbeobachtungsflächen in NRW prognostische Modellläufe bis zum Jahr 2030 durchgeführt werden.

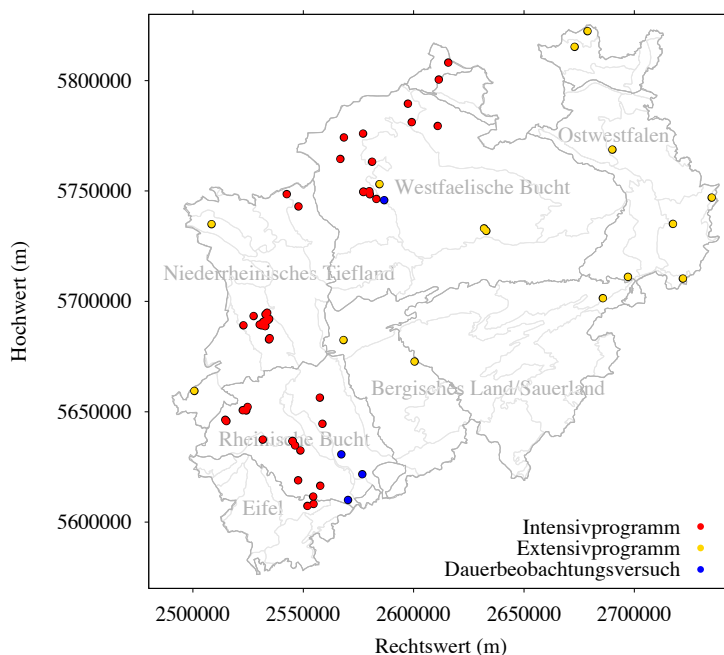


Abb. 1 Lage der 63 Standorte des Intensiv- und des Extensivprogramms für die RothC-Modellierungen durchgeführt werden sowie der Dauerbeobachtungsflächen Dülmen, Dikopshof, Poppelsdorf und Meckenheim

Die Modellierungen an den Intensivstandorten ermöglichen räumlich differenzierte Aussagen zu den Kohlenstoffumsätzen innerhalb NRWs, beruhen aber bisher nicht auf wiederholten Beprobungen. Aus diesem Grund wurden ergänzend Modellierungen für die vier Dauerversuchsflächen in NRW durchgeführt. An diesen liegen historische Daten vor, die eine Anpassung von RothC an den Standort bzw. die Versuchsvariante erlauben und so relativ sichere Prognosen ermöglichen. Der hier vorliegende Abschlussbericht umfasst die Modellierungen für die 45 Standorte des Intensivprogramms des Humusmonitoring NRW und 18 weitere Standorte des Extensivprogramms für die Kohlenstofffraktionierungen vorlagen, im Folgenden zusammen als 63 Intensivstandorte bezeichnet, sowie die vier Dauerbeobachtungsflächen (s. Abb. 1).

Die für die Modellinversionen und die Prognosen notwendigen meteorologischen Zeitreihen beruhen auf Monatswerten des Zeitraums 1961 bis 2010, die dankenswerterweise vom Deutschen Wetterdienst (DWD) erfasst und bereit gestellt wurden.

Die konkreten Ziele für die Modellierung an den Intensivstandorten des Humusmonitorings sind unter einer Gleichgewichtsannahme mittels Modellinversion die Kohlenstoffpools für 2010 zu ermitteln und so die Modelle initialisieren zu können, um prognostische Modellierungen für den Zeitraum 2010 bis 2030 durchführen zu können. Ferner ermöglichen die durch die Bodenkunde der Universität Bonn ermittelten Kohlenstofffraktionen einen Vergleich mit den für 2010 ermittelten Modellpools. Dieses erlaubt zum einen eine gegenseitige Validierung der Methoden als auch eine Verknüpfung zwischen den Methoden.

Um auch historische C_{org} -Daten mit einzubeziehen wurde ferner eine Modellierung der Kohlenstoffumsätze der Dauerversuchsflächen in Nordrhein-Westfalen mit RothC durchgeführt. Dabei handelt es sich um insgesamt vier Dauerversuche, die zwischen 1904 und 1958 an den folgenden Standorten etabliert wurden: Dikopshof, Dülmen, Poppelsdorf und Meckenheim. Bis auf den eher sandigen Standort in Dülmen in der Westfälischen Bucht handelt es sich bei den drei anderen Standorten in der Rheinischen Bucht um schluffige Böden. Die Verfügbarkeit an Messungen zum organischen Kohlenstoffgehalt über die Zeit ist an den Standorten relativ heterogen. Wo Rückstellproben vorhanden waren, wurden durch die Bodenkunde der Universität Bonn ergänzende C_{org} -Bestimmungen durchgeführt bzw. MIRS-basierte Kohlenstofffraktionen

bestimmt (Amelung und Welp, 2010). Die generelle Herangehensweise der Modellierung der Dauerversuchsflächen orientiert sich massiv an der Pilotstudie zum Dauerversuch Dikopshof (1. Zwischenbericht). Auch in dieser Studie wird zunächst eine Inversion von RothC durchgeführt, im nächsten Schritt werden dann auf Basis dieser Modelle prognostische Rechnungen durchgeführt. In der Pilotstudie wurden für die Modellierung der Kohlenstoffumsätze Temperatur- und Niederschlagsdaten benutzt, die ‚on-site‘ gemessen wurden, sowie Literaturwerte für die potentielle Evapotranspiration. Aus Gründen der Konsistenz und der Datenverfügbarkeit wurden diese Modellläufe wiederholt, wobei jetzt allerdings, wie für alle anderen in dieser Studie berücksichtigten Dauerversuche sowie für die NRW-weiten Modellierungen an den Intensivstandorten, die meteorologischen Daten des Deutschen Wetterdienstes benutzt werden. Für die Modellierungen des DV Dikopshof ergeben sich dadurch leicht andere Absolutwerte der geschätzten Parameter aber keinerlei Änderungen in der Aussage.

2. Methoden

2.1 Die Dauerversuchsflächen in NRW

Bis auf die Dauerversuchsfläche in Dülmen wurden die Dauerversuche durch die Landwirtschaftliche Fakultät der Universität in Bonn durchgeführt. Der Dauerversuch in Dülmen wird von Yara Research Centre Hanninghof betreut. Allen Versuchen gemein ist der Ansatz die Auswirkung von mineralischer und organischer Düngung auf Ernteerträge zu untersuchen. Es existiert immer eine „Kontroll“-Variante, die ohne mineralische oder organische Düngung bewirtschaftet wurde und die im Folgenden in allen Dauerversuchen als Variante „t1“ bezeichnet wird. Die Bezeichnung der anderen Varianten richtet sich nach der an dem jeweiligen Dauerversuch etablierten Kombination aus mineralischer und/oder organischer Düngung (s. Tabelle 1). Beim Meckenheimer Dauerversuch wurden neben den Varianten mit Stallmistdüngung auch zwei Varianten mit Kompostdüngung berücksichtigt. Der Dauerversuch in Poppelsdorf stellt in doppelter Hinsicht eine Besonderheit dar. Zum einen liegen hier keine Rückstellproben von vor 2002 vor. Ferner konnten eine der Varianten sowie der Kontrollplot nicht berücksichtigt werden, da Inkonsistenzen ermittelt wurde. Diese beruhen sehr wahrscheinlich auf einem Bombentreffer während des 2. Weltkriegs und

der Verfüllung eines Fischteichs bereits in der Römerzeit im Bereich der Versuchsfläche (persönl. Mitteilung S. Pätzold, s. a. Pätzold, 2003).

Zu beachten ist bei der Bezeichnung der Varianten bezüglich der organischen Düngung dass lediglich die Mengen pro Düngung im Namen auftauchen. Durch die variierenden zeitlichen Abstände der Düngungen an den verschiedenen Dauerversuchsstandorten ergeben sich so trotzdem Unterschiede in der mittleren jährlichen Kohlenstoffzufuhr.

Tabelle 1: Übersichtsdaten zu den vier Dauerversuchsflächen

	Dikopshof	Dülmen	Poppelsdorf	Meckenheim
Beginn/Ende	1904-2010	1958	1908-2010	1962-2010
Varianten*	-MF/-FYM -MF/+20t ha ⁻¹ FYM +MF/-FYM +MF/+20t ha ⁻¹ FYM	-MF/-FYM +MF/-FYM +MF/+25t ha ⁻¹ FYM	+MF/+20t ha ⁻¹ FYM	+MF/-FYM +MF/+20t ha ⁻¹ FYM +MF/+40t ha ⁻¹ FYM +MF/+25t ha ⁻¹ COMP +MF/+98t ha ⁻¹ COMP
Anzahl C _{org}	6	15	2	24
%C _{org}	0,76 – 1,25 (2009)	0,91 - 1,06 (2011)	1,33 (2011)	1,09 – 1,48 (2006)
Rechtswert	2567224	2586647	2576726	2570282
Hochwert	5630722	5745855	5621687	5610034
Höhe ü. NN (m)	67	78	60	180
Bodenart	lehmiger Schluff	schw. lehmiger Sand	schluffiger Lehm	toniger Schluff
Bodentyp	Parabraunerde	Podsol-Pseudogley	Parabraunerde	Braunerde
Niederschlag (mm y ⁻¹)**	643	881	650	664
Temperatur (°C)**	10,10	9,96	10,40	9,65

* MF=Mineraldüngung, FYM=Stallmist, COMP=Kompost ** Mittelwerte DWD-Daten 1961-2010

2.2 RothC

Für die Modellierungen der Kohlenstoffumsätze wurde RothC in der Version 26.3 (Coleman & Jenkinson, 2005) verwendet. Der Umsatz von Kohlenstoff im Oberboden wird mit Hilfe der vier aktiven Pools 'decomposable plant material' (DPM), 'resistant plant material' (RPM), mikrobielle Biomasse (BIO) and humifizierte organisch Substanz (HUM) unter Annahme eines exponentiellen Abbaus modelliert (s. Abb. 2). Diese vier

aktiven Pools werden über die Ratenkonstanten 10 y^{-1} , $0,3 \text{ y}^{-1}$, $0,66 \text{ y}^{-1}$ und $0,02 \text{ y}^{-1}$ charakterisiert. Ein zusätzlicher inerter organischer Pool (IOM) erlaubt die Berücksichtigung von Kohlenstoff, der auf der zeitlichen Skala der Modellanwendung nicht abgebaut wird.

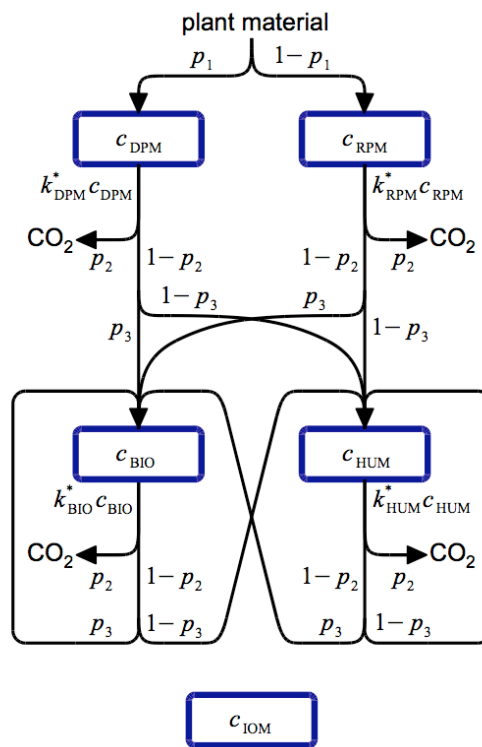


Abb. 2 Schematische Übersicht zu den Modellpools in RothC, nach Scharnagl et al., 2010

Die Ratenkonstanten sowie die Aufspaltung in CO_2 , HUM und BIO entsprechen den Standardwerten des Originalmodells. Auch die Temperatursensitivitätsfunktion und der Einfluss des Bodenwasserdefizits im Oberboden entsprechen dem originalen Modell. Ernteresiduen aus agrarischer Nutzung werden, ebenfalls wie von Coleman & Jenkinson (2005) vorgeschlagen, in 59% DPM und 41% RPM aufgeteilt. Für die Inversionsläufe an den Intensivstandorten wurde für den Kohlenstoffinput über Ernteresiduen die Hälfte des Gesamtinputs im August angenommen da hier kein Daten vorliegen. Für die drei vorhergehenden Monate (Mai, Juni und Juli) wurde jeweils $1/6$ des Gesamtinputs angenommen, um dem Effekt der Wurzelexudation Rechnung zu tragen. Analog dazu wurde für die Modellläufe für die Dauerbeobachtungsflächen vorgegangen, allerdings bezogen auf den jeweiligen aufgezeichneten Erntemonat. Die Aufteilung der Kohlenstoffinputs aus der Stallmistdüngung erfolgt ebenfalls wie im Originalmodell in jeweils 49% DPM und RPM sowie 2% HUM. Für die Varianten mit Kompostdüngung

wurde der Anteil des HUM anhand der Varianten t4 und t5 Meckenheim invers bestimmt, da im Originalmodell für Kompost keine Parameter vorgesehen sind.

In einer Modellinversion wird das jeweilige Modell im Prinzip „umgedreht“. Das heißt das eigentliche Modellergebnis ist aus Messungen bereits bekannt, aber die Modellparameter sind z.T. unbekannt. Für die Intensivstandorte wurden die Kohlenstoffinputs anhand der 2010 gemessenen TOC-Vorräte geschätzt. Das erlaubt gleichzeitig die Bestimmung der Beiträge der einzelnen Modellpools am Gesamtkohlenstoffvorrat. Diese werden dann im Weiteren als Initialisierung für die prognostischen Modellläufe benutzt sowie für vergleichende Betrachtungen mit den Kohlenstofffraktionierungen.

Für die Dauerversuchsflächen Dikopshof und Dülmen wurde der Skalierungsfaktor, der die potentielle Evapotranspiration (ET_p) in die aktuelle Evapotranspiration umrechnet, invers bestimmt. Für den Versuch in Poppelsdorf wurde der initiale TOC-Gehalt zu Beginn des Experiments geschätzt. Hier lagen kein Messdaten für den Beginn des Experiments vor und da nur zwei spätere TOC-Beprobungen vorlagen konnte nur ein Parameter geschätzt werden so dass der ET_p -Skalierungsfaktor hier auf den Standardwert von 0.75 gesetzt wurde. Für den Meckenheimer Versuch führte die Abschätzung der Kohlenstoffinputs über die Ernteresiduen anhand der Erträge zu zu geringen Inputs. In den Vorwärtsläufen mit RothC zeigte sich dadurch in allen Varianten eine Unterschätzung der gemessenen TOC-Gehalte. Hier wurde ein variantenunspezifischer Skalierungsfaktor für die Kohlenstoffinputs über Ernteresiduen anhand der Mineraldüngungs- und der beiden Stallmistvarianten t1 bis t3 geschätzt. Für die beiden Kompostvarianten wurde der Anteil des HUM-Pools bei der Aufteilung der Kohlenstoffinputs geschätzt. Dies wurde notwendig, da der Zersetzungsgrad des Komposts höher eingestuft wurde als bei Stallmist und hier auch keine Literaturwerte herangezogen werden konnten.

Für die Inversion wurde der Simplex-Algorithmus (Nelder & Mead, 1965) in einer Fortran90-Impelementierung (Press et al., 1996) benutzt. Dabei wurde das Vorwärtsmodell RothC lediglich lose über die Input-Dateien an den Inversionscode gekoppelt.

Für die Inversionsläufe an den Intensivstandorten wird mit ‚leeren‘ Kohlenstoffpools gestartet, die sich dann über 750 Jahre durch die immer gleichen Kohlenstoffinputs auf einem Gleichgewichtszustand einpendeln. Da eine 750-jährige Zeitreihe an meteorologischen Daten nicht existiert, wurden die 50 Jahre meteorologische Daten

(1961-2010) des DWD in einer 15-fachen Schleife durchlaufen. Der IOM-Pool ist am Umsatz des Gesamtkohlenstoffs nicht beteiligt und füllt sich dementsprechend auch in der Inversion nicht auf (Falloon et al., 2000). Hier wurde dem empirischen Ansatz von Falloon et al. (1998) gefolgt und der Anteil des IOM (t ha^{-1}) anhand des TOC-Gehalts (t ha^{-1}) abgeschätzt:

$$\text{IOM} = 0,049 \text{ TOC}^{1,139} \quad (1)$$

2.3 Modellinput

2.3.1 Intensivstandorte

An zeitlich invarianten Eingangsdaten werden für RothC die Oberbodenmächtigkeiten und die Tongehalte benötigt. Beides wurde im Rahmen des Humusmonitoring durch das LANUV erfasst. Abbildung 3 zeigt die Streuung der Bodenarten für die 63 Standorte, die in der Modellierung benutzt wurden. Dabei ist zu erkennen, daß im Prinzip das gesamte Spektrum der in NRW vorkommenden Bodenarten abgedeckt ist. Das reicht über schluffig-lehmige Böden bis zu ausgeprägt sandigen Standorten. Einige wenige Standorte weisen Tongehalte über 25% auf.

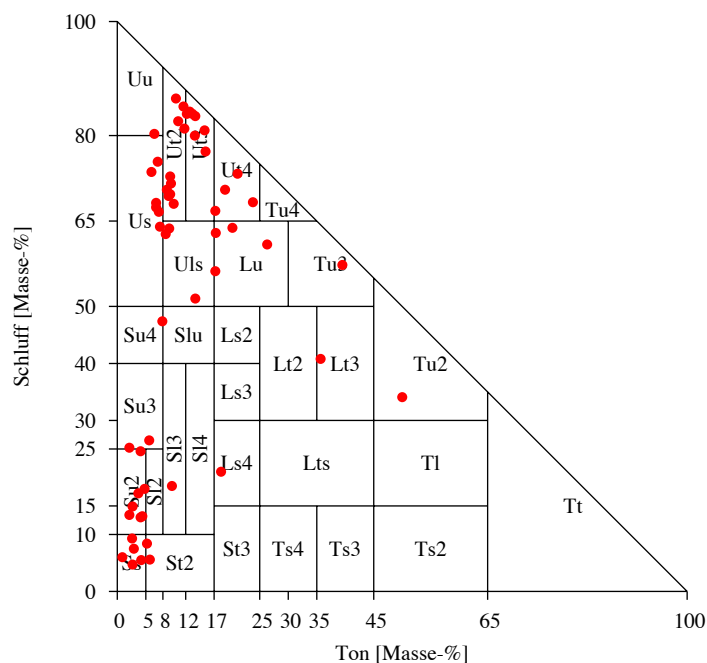


Abb. 3 Bodenarten im A_p der 63 Modellstandorte nach KA5 (AG Boden, 2005)

Die räumliche Verteilung der Tongehalte und der A_p-Mächtigkeiten ist in Abb. 4 dargestellt. Relativ große Bearbeitungstiefen sind im Niederrheinischen Tiefland anzutreffen. Relativ hohe Tongehalte sind an den Standorten in der Rheinischen Bucht sowie an den wenigen Standorten im Bergischen Land/Sauerland zu finden. Die niedrigsten Tongehalte weisen die Sand dominierten Standorte der Westfälischen Bucht auf.

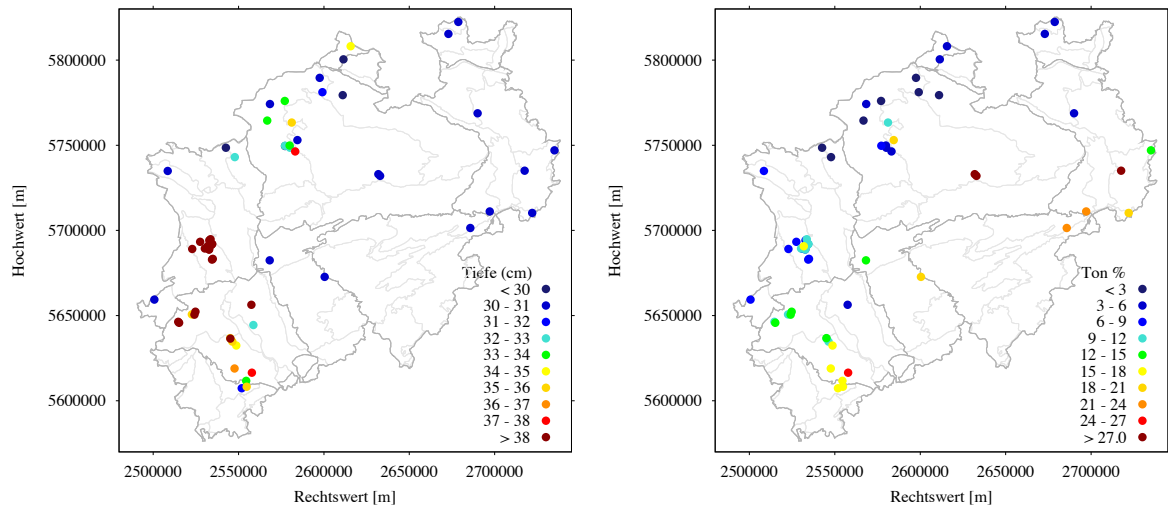


Abb. 4 Mächtigkeit und Tongehalte des Oberbodens der 63 Intensivstandorte innerhalb NRWs

Vom DWD wurden Monatsmittel der 2m-Lufttemperatur, der Niederschlagssummen und der Gras-Referenzverdunstung (Wendling, 1995) auf Basis eines 1km²-Gitters bereit gestellt. Für die Modellierungen wurde der Datensatz des dem Modellstandort nächst gelegenen Gitterpunkts gewählt.

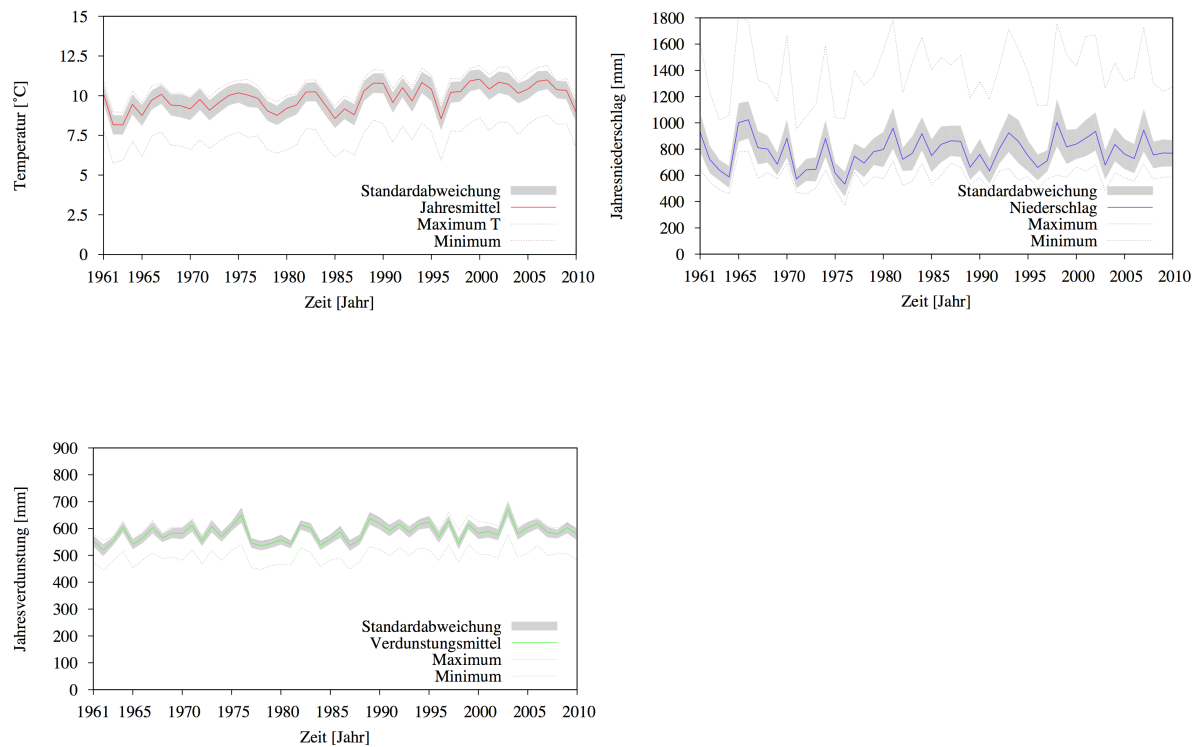


Abb. 5 Mittlere Temperaturen, Niederschläge und Verdunstung

Der klimatische Verlauf zwischen 1961 und 2010 an den 63 Standorten innerhalb NRWs ist wie zu erwarten sehr ähnlich. Lediglich die absoluten Werte unterscheiden sich (s. Abb. 5). Das Jahresmittel der Temperatur über alle Standorte beträgt für den 50-jährigen Beobachtungszeitraum 9.8 °C mit einer Standardabweichung von 0.63 °C. Die Standorte liegen hinsichtlich der Temperaturen also relativ nah bei einander. Lediglich einige wenige Standorte weichen in ihrer Jahresmitteltemperatur deutlich nach unten ab (s. Abb. 6). Dabei handelt es sich um die Standorte im Bergischen Land und Sauerland.

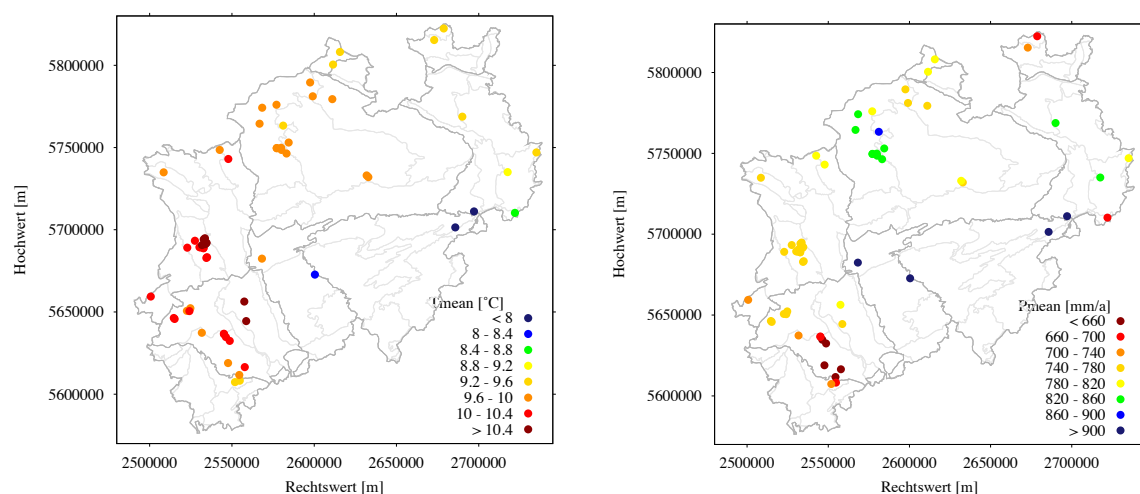


Abb. 6 Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag an den 63 Modellstandorten

Der mittlere Jahresniederschlag über die Modellstandorte beträgt 783 mm mit einer Standardabweichung von 110 mm. Die räumliche Variabilität der Niederschläge ist in Relation zu den Temperaturen also etwas größer. Bei den Niederschlägen treten einige wenige Ausreißer nach oben auf. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um die gleichen Standorte im Bergischen Land und Sauerland für die auch die Abweichungen der Jahresmitteltemperaturen nach unten festgestellt wurden. Die potentielle Evapotranspiration weist ein Jahresmittel von 584 mm auf sowie die niedrigste Variabilität mit 19 mm. Auch hier treten einige wenige Ausreißer nach unten auf.

Aus Abb. 5 ist abzulesen, dass die 50-jährige Zeitreihe eine relativ große Bandbreite an meteorologischen Bedingungen umfasst. Dazu gehören relativ warme trockene Jahre, wie z.B. 1976 oder 2003 als auch relativ kühle feuchte Bedingungen wie im Jahr 1965. Ferner ist aus Abb. 5 auch bereits deutlich ein positiver Trend in den Temperaturen zu erkennen. Gemittelt über alle Standorte ist ein linearer Trend von 0.029 °C y⁻¹ ermittelt

worden. Verlängert man diesen Trend bis ins Jahr 2030 ergibt sich daraus eine Zunahme der Mitteltemperaturen um 0.6 °C gegenüber 2010.

Die Modellinversionen wurden auf Basis der vom LANUV 2010 erfassten Kohlenstoffvorräte durchgeführt. Dazu wurden die ursprünglich gemessenen Kohlenstoffgehalte C_{org} (% Masse) anhand der gemessenen Lagerungsdichten ρ_b (g cm⁻³) und A_p -Mächtigkeiten (cm) in Kohlenstoffvorräte TOC (t C ha⁻¹) umgerechnet:

$$TOC = C_{org} * \rho_b * A_p\text{-Mächtigkeit} \quad (2)$$

Für die 15 im Rahmen der Modellierung berücksichtigten Standorte des Extenisvprogramms lagen weder Lagerungsdichten noch A_p -Mächtigkeiten* vor. Für diese Standorte wurde eine A_p -Mächtigkeit von 30 cm angenommen sowie die mittlere Lagerungsdichte von 1,30 g cm⁻³. Die daraus resultierenden Kohlenstoffvorräte als Zielgröße der Inversionen ist in Abb. 7 dargestellt. Die dargestellten Werte können über den Faktor 1,72 in Humusvorräte umgerechnet werden.

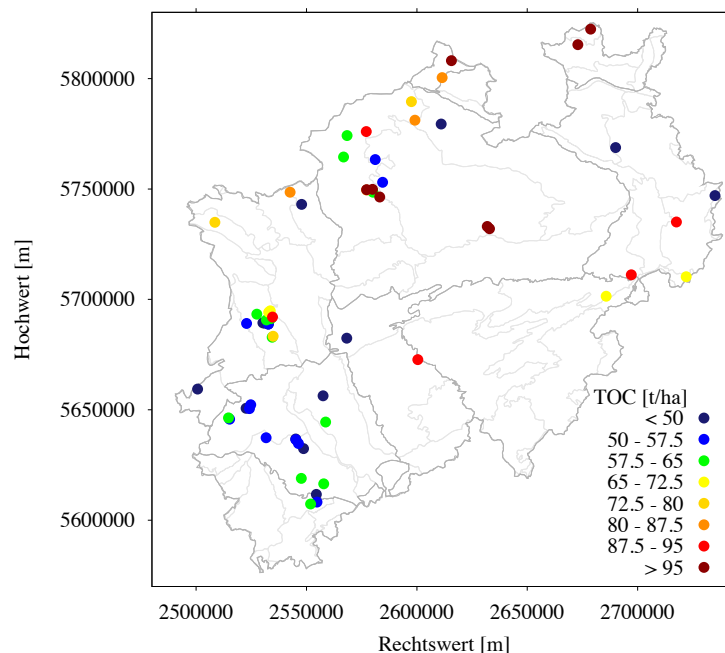


Abb. 7 Organische Kohlenstoffvorräte 2010 für die 63 Intensivstandorte

* Zum Zeitpunkt der Drucklegung liegen die A_p -Mächtigkeiten vollständig vor

2.3.2 Dauerversuchsflächen

Monatliche Werte der potentiellen Verdunstung, des Niederschlags und der Lufttemperatur wurden ebenfalls den DWD-Daten 1961 bis 2010 entnommen. Da der jeweilige Beginn des Modellierungszeitraums für die Dauerversuche Dikopshof, Dülmen, Poppelsdorf und Meckenheim (1949, 1958, 1948 und 1959, respektive) je nach Datenlage bezüglich der Ernterträge bzw. der ersten C_{org} -Beprobung gewählt wurde, wurde die jeweilige Klimadatenlücke vor 1961 mit den aus den folgenden Jahren vorhandenen DWD-Daten aufgefüllt.

Der Tongehalt geht in die Aufspaltung des Kohlenstoffcyclings in HUM, BIO und CO_2 ein. Die Tongehalte für Dikopshof (Kraus, 2010), Dülmen (Kwast, 1996), Poppelsdorf (Pätzold, 2003) und Meckenheim (Wedde, 2009) betragen respektive 15, 5, 17 und 18 Masse-%.

Die initialen Kohlenstoffpools zu Beginn der Simulationsperiode wurden jeweils anhand der TOC- ($t\ ha^{-1}$) und der Tongehalte (%) unter der Annahme eines Gleichgewichts abgeschätzt (Weihermüller et al., in press):

$$\begin{aligned}RPM &= (0.1847 \cdot TOC + 0.1555) \cdot (Ton + 1.2750)^{-0.1158} \\HUM &= (0.7148 \cdot TOC + 0.5069) \cdot (Ton + 0.3421)^{0.0184} \\BIO &= (0.0140 \cdot TOC + 0.0075) \cdot (Ton + 8.8473)^{0.0567}\end{aligned}\tag{3}$$

Der IOM-Anteil wurde wie für die Intensivstandorte nach Gl. 1 abgeschätzt. Der DPM-Pool wurde initial als leer angenommen, da durch die hohen Umsatzraten des DPM der Pool im Januar nach dem letzten Kohlenstoffinput im vorigen Herbst sehr klein sein würde und dieser sich auch nach den ersten Kohlenstoffinputs der Simulationsperiode sehr schnell aufbaut (Herbst et al., 2008).

Für die Dauerversuche am Dikopshof und in Meckenheim lagen TOC-Messungen für den Beginn des Modellierungszeitraums vor, während dies nicht für die Dauerversuche in Dülmen und Poppelsdorf gegeben war. Für letzteren wurde der initiale TOC-Gehalt invers bestimmt, während für die Dülmener Versuchsfläche ein initialer TOC-Gehalt von 1,6 % für 1958 angenommen wurde.

Der Input an Kohlenstoff aus Ernteresiduen und Wurzelexudaten wurde fruchtspezifisch über die Erträge abgeschätzt. Die dafür erforderlichen Ertragsdaten lagen für den Dikopshof für den Zeitraum 1949-2010 vor. Die Bewirtschaftung am Dikopshof erfolgt

auf der Grundlage einer starren Fruchtfolge von Zuckerrübe, Winterweizen, Winterroggen, Perserklee und Kartoffel. Für den Hanninghof in Dülmen lagen für den kompletten Zeitraum des Experiments Ertragsdaten für die starre Rotation aus Kartoffel, Winterweizen und Hafer vor. Der Poppelsdorfer Versuch wurde mit einer unregelmäßigen Folge aus Ackerbohne, Winterweizen, Zuckerrübe, Winterroggen und Hafer bewirtschaftet. In einzelnen Jahren wurden Erbsen angebaut. Hier lagen Ertragsdaten für den Zeitraum 1966-1994 vor. Am Standort in Meckenheim wurden unregelmäßig Sommerweizen, Sommergerste, Zuckerrübe, Winterweizen, Grünmais, Perserklee, Winterroggen, Kartoffel, Hafer und Futterrübe angebaut. Die Fruchtfolge liegt für den Zeitraum 1958-2008 vor, Ertragsdaten nur für den Zeitraum 1990-2005. Für die Zeiträume für die keine Ertragsdaten vorlagen wurden variantenspezifische Mittelwerte der Erträge der jeweiligen Frucht angenommen. Lagen auch keine Fruchtfolgen vor, wurden variantenspezifische Ertragsmittelwerte angenommen.

Wo die Ernteerträge (dt C ha^{-1}) für die einzelnen Varianten vorlagen, konnten die Summen der Ernteresiduen C_r (dt C ha^{-1}) nach dem Ansatz von Franko (1997) mittels der Parameter K und F abgeschätzt werden:

$$C_r = K + \text{Ertrag} * F \quad (4)$$

Die K und F Parameter sind in Tabelle 2 für alle Feldfrüchte aufgeführt. Die K und F Parameter für Futterrübe und Rote Beete wurden wie Zuckerrübe, für Perserklee wie Rotklee und für Hafer sowie Sommerweizen wurden wie Sommergerste angenommen.

Tabelle 2: K und F Parameter zur Abschätzung der Ernteresiduen aus dem Ertrag nach Franko (1997)

	K	F
Zuckerrübe	1,6	0,008
Wintergetreide	4,0	0,08
Sommergerste	3,1	0,078
Silo/Grünmais	10,4	0,005
Klee	23,9	0,014
Kartoffel	0,8	0,016

Der Eintrag von Kohlenstoff über Wurzelexudate wurde in Abhängigkeit der Ernteresiduen für jede Feldfrucht abgeschätzt. Für Getreide wurde generell 50% der Ernteresiduen (Kuzjakov & Domanski, 2000) addiert. Für Klee und Grünmais wurde ebenfalls ein Anteil von 50% der Ernteresiduen (Ruhr-Stickstoff Aktiengesellschaft) addiert, während der entsprechende Anteil für Kartoffel, Futterrübe und Zuckerrübe 35% beträgt (Ludwig et al., 2007). Für Ackerbohne und Erbse wurde ein Anteil von 56% angenommen. Da das Modell auf Monatsschritten arbeitet, wurde wie bei den Intensivstandorten die Hälfte der ermittelten Ernteresiduen und Wurzelrückstände dem jeweiligen Erntemonat zugewiesen und jeweils 1/6 den drei vorangegangenen Monaten. Da in RothC in Abhängigkeit einer Vegetationsbedeckung die Abbauraten modifiziert werden, wurden falls keine Aufzeichnungen vorlagen folgende mittleren Bedeckungsperioden angenommen:

Zuckerrübe	- Mai bis einschließlich Oktober
Futterrübe	- Mai bis einschließlich Oktober
Winterweizen	- November bis einschließlich Juli
Winterroggen	- November bis einschließlich Juli
Sommergerste	- April bis einschließlich Juli
Sommerweizen	- März bis einschließlich August
Hafer	- April bis einschließlich August
Perserklee	- Mai bis einschließlich September
Kartoffel	- Juni bis einschließlich September
Grünmais	- Mai bis einschließlich Oktober

Um die Kohlenstoffinputs aus der organischen Düngung abzuschätzen wurde angenommen, dass die Trockenmasse von Stallmist 25 % beträgt (Franko, 1997). Ferner wurde angenommen, dass der Kohlenstoffgehalt der Trockenmasse 36 % beträgt. Falls keine Aufzeichnungen über den Zeitpunkt der Stallmistdüngung vorlagen, wurden diese immer direkt nach der Ernte angenommen.

Die Trockenmasse von Kompost wird in der Literatur mit Anteilen zwischen 40 und 65 % angegeben. (Leithold et al., 1997; Bundesgütegemeinschaft Kompost, 2006). Für die beiden Kompostvarianten der Meckenheimer Dauerversuche wurde eine mittlere Trockenmasse von 45 % und ein Kohlenstoffgehalt von 21 % in der Trockenmasse (Bundesgütegemeinschaft Kompost, 2006) angenommen.

2.4 Erzeugung der Szenarien

Die Szenarien beruhen auf folgenden Hypothesen:

- Innerhalb der nächsten 20 Jahre erhöht sich die Temperatur.
- Die Jahresniederschlagssumme steigt.
- Die potentielle Verdunstung erhöht sich ebenfalls.
- Die Erhöhung der Temperatur sowie landwirtschaftliche Produktivitätssteigerungen erhöhen den Eintrag von Ernteresiduen und Wurzelexudaten.

2.4.1 Intensivstandorte

Die für die prognostische Modellierung 2010 bis 2030 erforderlichen meteorologischen Daten an den Intensivstandorten wurden aus den gemessenen Zeitreihen 1961 bis 2010 generiert. Dazu wurden für jeden Modellstandort 20 zusammenhängende Jahresblöcke von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung zufällig aus der 50-jährigen Zeitreihe gezogen und aneinandergereiht. Ferner wurde für jeden Standort der lineare Trend in Temperatur, Niederschlag und Verdunstung ermittelt. Dieser standortspezifische Trend wurde auf die 20 zufällig gewählten Jahre addiert, in dem die Temperaturzunahme über die zeitliche Differenz zwischen dem Jahr der tatsächlichen Messung und dem Jahr in der virtuellen Zeitreihe ermittelt wurde. Analog wurden auch Niederschlag und Verdunstung behandelt. Diese relativ simple aber robuste Herangehensweise wurde gewählt, da:

- a) so die standortspezifische Inter-Korrelation zwischen Temperatur, Niederschlag, Verdunstung und Ertrag erhalten bleibt,
- b) keine standortspezifische Bias-Korrektur, wie sie z.B. für die rein stochastisch erzeugten WETTREG-Daten (Spekat et al., 2007) erforderlich wäre
- c) lediglich ein Prognosezeitraum von 20 Jahren angepeilt war. Dies ermöglicht eine sichere Anwendung von linearen Trends (vgl. IPCC 2007; FAQ 3.1, Figure 1), die für längere Zeiträume nicht realistisch wäre.

Der einzige Nachteil dieser Herangehensweise für die Prognose ist der relativ kleine Stichprobenumfang von $n=20$. So könnten als extremes Beispiel über den Zufallsalgorithmus die 20 wärmsten Jahre gewählt werden oder eben auch die 20 kühlssten Jahre. Dieses Problem wurde gelöst in dem der Zufallsalgorithmus insgesamt 100 mal durchlaufen wurde und jede dieser 100 Klimarealisation mit RothC durchgerechnet wurde. Eine Mittelung über die 100 Modellergebnisse

(Modellensemble) erlaubt es dann diese stochastische zeitliche Klimavariabilität zu berücksichtigen.

Die initialen Kohlenstoffpools für die prognostischen Modellläufe an den Intensivstandorten entsprechen dem Gleichgewichtszustand aus den Modellinversionen (s. Kap. 3.1.1). Eine sehr wichtige Größe stellt in diesem Zusammenhang der jährliche Kohlenstoffinput dar. Aus den Modellinversionen wurde ermittelt, wie viel C-Eintrag jährlich notwendig ist, um die Kohlenstoffpools an den Intensivstandorten im Gleichgewicht zu halten. Durch verbesserte Anbaumethoden, neue Sorten, eine verlängerte Vegetationsperiode und die Temperaturerhöhung erhöhen sich allerdings permanent die Ernteerträge und somit auch die Menge der Ernteresiduen. Kropp et al. (2009) ermittelten für einen Referenzzeitraum 1975 bis 2007 für NRW eine jährliche Ertragssteigerung $\sim 1 \text{ \% y}^{-1}$ und prognostizieren bis 2050 eine Ertragssteigerung von 15% (Winterweizen) und 7% (Silomais). Eine Anwendung der invertierten Kohlenstoffinputs auf den Prognosezeitraum stellt daher bis zu einem gewissen Grad ein ‚worst case‘-Szenario dar, bei dem sich der Input an Kohlenstoff nicht erhöhen würde. Um der unbekannten Erhöhung der Ernteerträge/-residuen Rechnung zu tragen wurden für die Intensivstandorte jeweils drei komplette Prognose-Szenarien durchgerechnet:

1. Szenario „0“ – keine Erhöhung der Ernteresiduen
2. Szenario „10“ – Erhöhung der Ernteresiduen um 10% in 20 Jahren, was als ein relativ realistisches Szenario betrachtet werden kann.
3. Szenario „25“ - Erhöhung der Ernteresiduen um 25% in 20 Jahren. Dieser Wert wurde gewählt, da dadurch trotz der Temperaturerhöhung die Kohlenstoffvorräte im Mittel auf etwa dem gleichen Wert gehalten werden.

2.4.2 Dauerversuchsflächen

Die Erstellung der Szenarien für die Dauerversuchsflächen erfolgte analog zur Szenarienerzeugung für die Intensivstandorte. Es wurden ebenfalls 20 Jahre zufällig aus der DWD-Zeitreihe 1961-2010 gezogen und mit den am Standort ermittelten Trends in Lufttemperatur, Niederschlag und potentieller Verdunstung versehen. Abweichend wurde mit der Erhöhung der Kohlenstoffinputs über Ernteresiduen umgegangen. Um der variantenspezifischen Bewirtschaftung der Dauerversuche Rechnung zu tragen wurde für jede Variante eine mittlere relative Erhöhung der Kohlenstoffinputs aus den Erträgen angenommen. Dahinter steht die Hypothese, dass die mit Nähstoffunterversorgung bewirtschafteten Varianten geringere Ertragssteigerungen

aufweisen werden als die gut versorgten Varianten. Ferner wurden die Ertragssteigerungen und auch die klimatischen Trends mit einer Varianz versehen um die Unsicherheit in der Prognose zu berücksichtigen. Auch hier wurde mit 100 Realisationen pro Variante gearbeitet.

Eine relative Erhöhung der Kohlenstoffinputs über Ernteresiduen und Wurzelexudate durch Produktivitätssteigerung bis 2030 wurde beispielsweise für die vier Varianten am Dikopshof folgendermaßen abgeschätzt: t1[-FYM/-MF] +4 %, t2[-FYM/+MF] und t3[+FYM/-MF] +6 % und t4[+FYM/+MF] +10 %. Die gleiche relative Erhöhung der Varianten t2 und t3 erklärt sich aus den vernachlässigbar gering unterschiedlichen Ernteerträgen. Die angenommenen mittleren Zunahmen der Kohlenstoffinputs und die Trends der klimatischen Größen sowie ihre Varianzen sind dauerversuchs- und variantenspezifisch in Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3: Trends in den Klimadaten und variantenspezifische relative Ertragssteigerungen P_{in} für die Szenarien an den Dauerversuchsflächen

Trend±Varianz	Dikopshof	Dülmen	Poppelsdorf	Meckenheim
T °C y ⁻¹	0,0329±0,0016	0,0467±0,0016	0,0236±0,0016	0,0282±0,0016
P mm y ⁻¹	0,347±0,018	0,448±0,018	0,327±0,018	0,334±0,018
ET _p mm y ⁻¹	0,403±0,016	0,292±0,016	0,303±0,016	0,299±0,016
P_{in} (-)	t1: 0,04±0,005	t1: 0,04±0,005	t2: 0,1±0,005	t1: 0,06±0,005
	t2: 0,06±0,005	t2: 0,06±0,005		t2: 0,1±0,005
	t3: 0,06±0,005	t3: 0,1±0,005		t3: 0,1±0,005
	t4: 0,1±0,005			t5: 0,1±0,005
				t6: 0,1 ±0,005

2.5 Schrittweise multiple lineare Regression

Die empirische Verknüpfung zwischen den RothC Modellpools und den von der Universität Bonn gemessenen Kohlenstofffraktionen an den Intensivstandorten wurde mittels multipler linearer Regression hergestellt. Die Erstellung der linearen Regressionen basiert auf der Minimierung der Summe der Abweichungsquadrate (SSE, *sum of squared errors*) zwischen Messwert und Schätzung. Eine Art mittleren Regressionsfehler stellt der RSE (*residual standard error*) dar:

$$RSE = \sqrt{\frac{SSE}{n - p - 1}} \quad (5)$$

mit der Anzahl der Messungen n und der Anzahl der Parameter p . Der RSE ist in den Einheiten der zu schätzenden Variable. Üblicherweise wird das dimensionslose Bestimmtheitsmaß R^2 benutzt, um die Variabilität der abhängigen Variablen, die durch die unabhängigen Variablen erklärt wird, zu quantifizieren:

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SST} \quad (6)$$

mit der Gesamtsumme der Quadrate SST (*total sum of squares*). Der Nachteil des R^2 ist, dass es mit jeder zusätzlichen Variablen ansteigt, und somit für die Auswahl von Modellen ungeeignet ist. Ein dafür geeignetes Kriterium dagegen ist das korrigierte Bestimmtheitsmaß R^2_{adj} , für das die erklärte Variabilität über die Anzahl der Parameter normiert wird:

$$R^2_{adj} = 1 - (1 - R^2) \frac{n - 1}{n - p - 1} \quad (7)$$

Akaike (1974) hat mit der Einführung des Informationskriteriums AIC eine Alternative zum R^2_{adj} vorgeschlagen um Modelle zu identifizieren, die bei einer minimalen Anzahl von Parametern einen minimalen Modellfehler liefern:

$$AIC = n \log_e \left(\frac{SSE}{n} \right) + 2p \quad (8)$$

Ein möglichst kleiner AIC deutet auf ein optimales Modell, das nah am 'tatsächlichen' Modell ist.

In dieser Studie wird eine schrittweise multiple lineare Regressionsprozedur angewendet um optimale Modelle zu identifizieren. In dieser Prozedur werden schrittweise einzelne Variablen hinzugefügt solange die F-Statistik unterhalb der vorgegeben Irrtumswahrscheinlichkeit α liegt. Nach dem hinzufügen einer Variablen werden alle bereits hinzugefügten Variablen entfernt, die einen nicht-signifikanten p-Wert in der F-Statistik außerhalb des vorgegeben α aufweisen. Nachdem dann so alle bereits eingefügten Variablen überprüft wurden, wird der Regression eine neue Variable hinzugefügt. Die Prozedur wird beendet, wenn keine der ausgeschlossenen Variablen eine signifikante F-Statistik bei dem vorgegeben α aufweist.

3. Ergebnisse

3.1 Inversion

3.1.1 Intensivstandorte

Abbildung 8 zeigt beispielhaft für drei Intensivstandorte den zeitlichen Verlauf der Kohlenstoffvorräte in den Inversionsläufen über 750 Jahre. Es ist deutlich zu erkennen, dass nach ca. 350 Jahren ein Gleichgewichtszustand erreicht wird, bei dem die Kohlenstoffinputs dem Abbau entsprechen. Die Höhe der Kohlenstoffvorräte auf diesem Plateau entspricht durch die Anpassung der Kohlenstoffinputs den Messwerten von 2010.

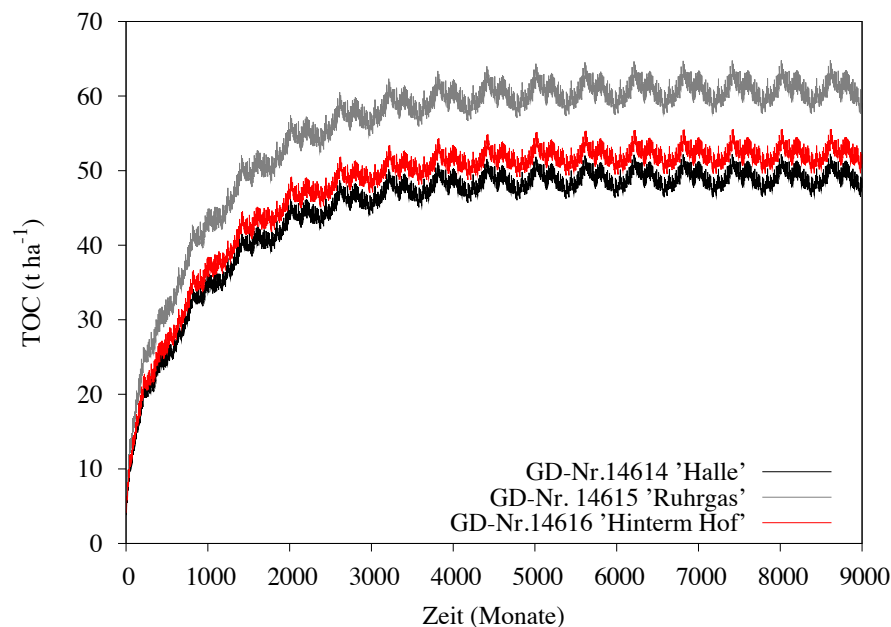


Abb. 8 Zeitlicher Verlauf der Kohlenstoffvorräte in der Inversion über 750 Jahre für die Standorte 1 bis 3

Neben den Kohlenstoffinputs werden durch die Inversion auch die Beiträge der einzelnen Pools am Gesamtkohlenstoff ermittelt (Abb. 9), bis auf den konstanten IOM-Pool, der bereits durch Gl. 1 abgeschätzt wurde.

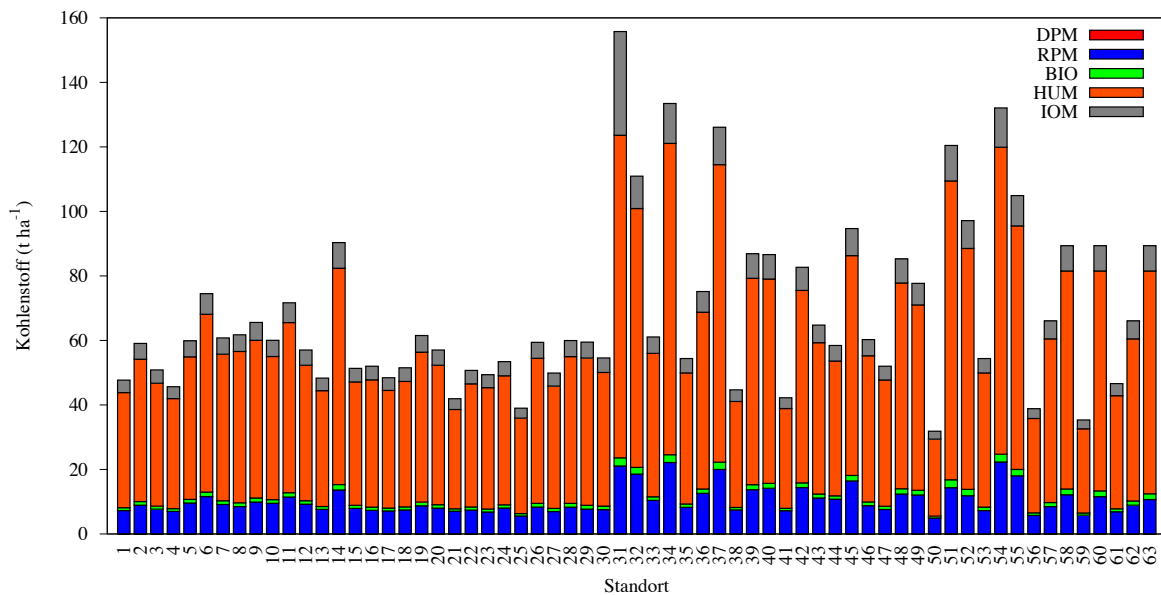


Abb. 9 RothC-Kohlenstoffpools der 63 Standorte aus der Modellinversion; die Summe der Pools entspricht dem TOC-Vorrat

Die Anteile des DPM und des BIO-pools sind fast vernachlässigbar gering. Den deutlich größten Pool bildet HUM, gefolgt von RPM und IOM. Da der IOM-Pool auf der betrachteten Zeitlichen Skala als konstant angesehen wird, bestimmt insbesondere das RPM/HUM-Verhältnis die Dynamik der Kohlenstoffumsätze.

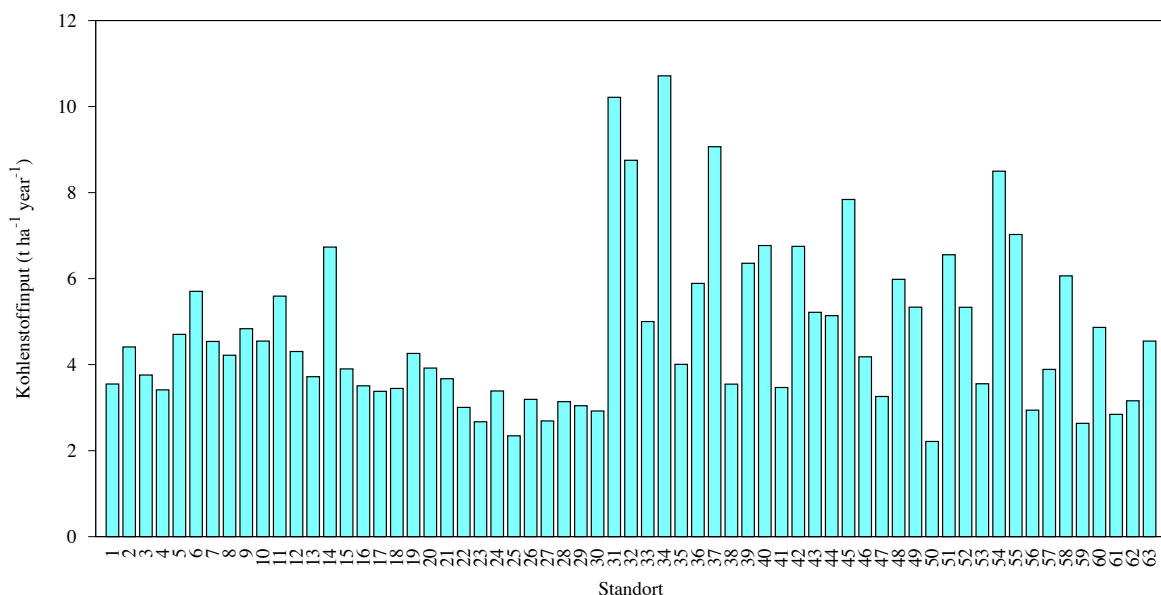


Abb. 10 Jährliche Kohlenstoffinputs der 63 Standorte aus der Modellinversion

Abb. 10 zeigt, dass wie zu erwarten unter der Gleichgewichtsannahme die Höhe der jährlichen Kohlenstoffinputs hochgradig mit den organischen Gesamtkohlenstoffgehalten korrelieren (vgl. Abb. 9). Sehr hohe jährliche Inputs

von $> 6 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ wurden z.B. für die Böden der Westfälischen Bucht ermittelt (s. Abb. 11), was sicherlich zum großen Teil durch die Fruchtfolge und die hohe Viehdichte und den daraus resultierenden erhöhten Kohlenstoffinputs durch organische Düngung (Gülle) zu erklären ist. Die durch die Inversion ermittelten Inputs könnten allerdings auch überschätzt werden, wenn ein Teil des hohen TOC-Gehalts auf historische Nutzungsformen wie z.B. Plaggenwirtschaft zurückzuführen ist (Amelung & Welp, 2010), und damit die Annahme eines Gleichgewichtszustands nicht voll zutreffend wäre. Ferner werden durch die Modellierung nur Oberböden betrachtet, so dass die relativ hohen Unterbodenvorräte der plaggeneschbeeinflussten Standorte 14645, 14652 und 14655 hier nicht berücksichtigt werden. Ferner betrifft dies die Unterbodenvorräte des grundwasserbeeinflussten Standort 14647, sowie den Standort 14658 für den ein Grünlandumbruch in der Landnutzungsgeschichte bekannt ist.

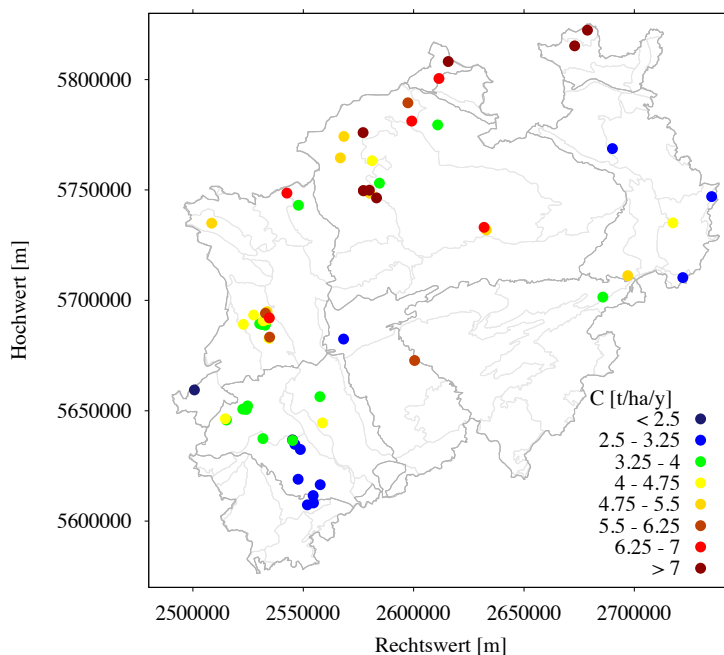


Abb. 11 Aus der Modellinversion für den Gleichgewichtszustand ermittelte jährliche Kohlenstoffinputs

3.1.2 Dikopshof

Ausgehend davon, dass die abgeschätzten Kohlenstoffinputs korrekt sind, und das auch die Temperatursensitivitätsfunktion anwendbar ist, birgt der Einfluss der Oberbodenfeuchte auf den Kohlenstoffabbau Potential für eine bessere Beschreibung der Messwerte. Die im Vorwärtsmodell beobachtete Überschätzung der Messungen deutet auf einen zu geringen Abbau hin. Dieser kann durch eine zu geringe Oberbodenfeuchte, als Resultat überschätzter potentieller Evapotranspiration,

verursacht werden. Der im Vorwärtsmodell mit 0,75 angewandte Skalierungsfaktor um die potentielle Evapotranspiration aus der ‚pan evaporation‘ abzuschätzen, stellt einen im Originalmodell relativ grob abgeschätzten Umrechnungsfaktor dar, der auf der Annahme von voll ausgeprägten Pflanzenbeständen beruht. Diese sind sicherlich für die zum Teil schlecht mit Nährstoffen versorgten Varianten nicht gegeben. Aus diesem Grund wurde dieser Parameter variantenspezifisch invers geschätzt. Die Modellinputs für die Varianten t1 bis t4 unterscheiden sich also lediglich in den Kohlenstoffinputs und im Skalierungsfaktor für die ET_p .

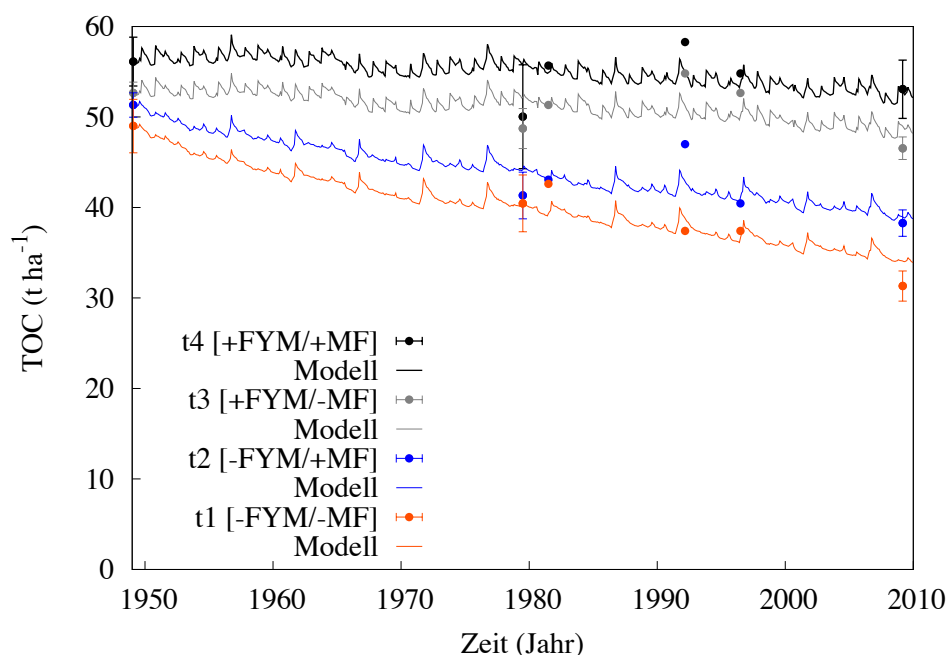


Abb. 12 Modellinversion der Varianten t1 bis t4 Dikopshof zwischen 1949 und 2009

Die invers ermittelten Skalierungsfaktoren für die ET_p der Varianten t1 bis t4 betragen 0,73, 0,79, 0,75 und 0,77. Zunächst fällt auf, dass die invers geschätzten SET Werte nah am Anfangswert von 0,75 liegen. Die entsprechenden Werte für die potentielle Evapotranspiration für die Varianten t1 bis t4 betragen respektive 597, 640, 612 und 629 mm y^{-1} , was durchaus eine realistische Größenordnung darstellt. Ferner fügt es sich auch gut in das Gesamtbild der Ernteerträge. Die Inputs aus Ernteresiduen und Wurzelexudaten betragen für die Varianten t1 bis t4 im Mittel über die Simulationsperiode 1,18, 1,42, 1,40 und 1,56 t ha^{-1} . Dieses Bild passt prinzipiell in die Logik der stärksten Pflanzenbestände für die Varianten t4 und t2, etwas schwächeren Pflanzenbeständen für die Variante t3 und den jeweils schwächsten Beständen für die Variante t1. Die Relationen der Varianten zueinander wie auch die absoluten Werten

werden nachvollzogen (Abb. 12). Belegt wird dies durch die nach Varianten aufgeschlüsselten Fehlermaße (Tabelle 4).

Tabelle 4: Mittlerer absoluter Fehler (MAE) und Wurzel aus den mittleren Abweichungsquadraten (RMSE) zwischen Messungen und Modellergebnissen Dikopshof

	MAE	RMSE
Variante	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹
t1 [-FYM/-MF]	1,71	2,06
t2 [-FYM/+MF]	1,66	2,26
t3 [+FYM/-MF]	2,42	2,71
t4 [+FYM/+MF]	2,26	3,08

Der RMSE über alle Modelle beträgt 2,56 t ha⁻¹, der entsprechende MAE beträgt 2,01 t ha⁻¹, was wiederum einem mittleren Fehler 0,0462 % im TOC entspricht. In Relation zur Standardabweichung der Messwerte (s. Abb. 12) und zur Gesamtdynamik sollte die Modellgüte nach der Inversion als ausreichend betrachtet werden.

Die so errechneten Kohlenstoffpools am Ende des Simulationszeitraums sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Die Verluste an Kohlenstoff, errechnet anhand der Messwerte von 1949 und 2009, betragen für t1 bis t4 -0,29, -0,22, -0,10 und -0,05 t ha⁻¹ y⁻¹. Hier ergibt sich also die zu erwartende Reihung der Varianten anhand der Kohlenstoffinputs, was im Modell mit entsprechenden Werten von -0,24, -0,20, -0,09 und -0,08 t ha⁻¹ y⁻¹ sowohl in der absoluten Höhe also auch in der Reihung der Werte nachvollzogen wird. Ausser für die Variante t4 liegen die modellierten Verluste immer leicht unter den gemessenen und auch die Spannweite der modellierten Verluste ist geringer als nach den Messungen, was beides zum großen Teil mit der leichten Streuung in den Messdaten zu erklären ist.

Tabelle 5: Errechnete Kohlenstoffpools der Varianten t1 bis t4 Dikopshof für den Dezember 2009 aus dem Inversionsansatz, gleichbedeutend mit den Initialwerten für die Modellszenarien

	TOC	DPM	RPM	BIO	HUM	IOM
Variante	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹
t1 [-FYM/-MF]	33,93	0,026	2,53	0,39	28,78	2,20
t2 [-FYM/+MF]	38,76	0,037	3,50	0,52	32,50	2,20
t3 [+FYM/-MF]	48,19	0,039	6,23	0,80	38,92	2,20
t4 [+FYM/+MF]	52,14	0,055	6,92	0,89	42,07	2,20

3.1.3 Dülmen

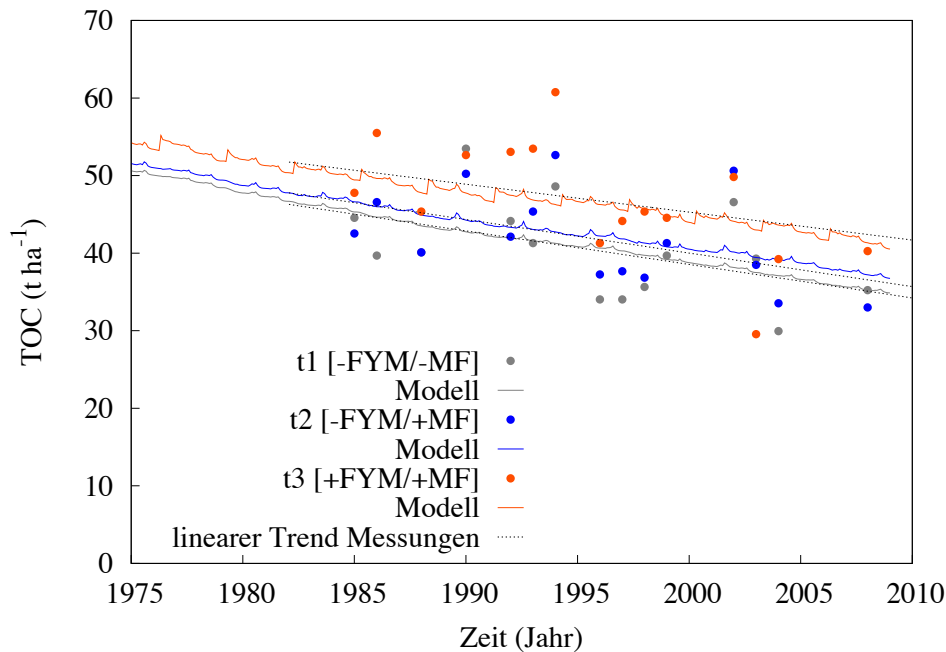


Abb. 13 Modellinversion der Varianten t1 bis t3 Dülmen zwischen 1975 und 2010

Für die Dölmener Varianten t1 bis t3 wurden Skalierungsfaktoren für die ET_p von 0,785, 0,785 und 0,747 invers bestimmt. Auch hier liegen die Werte sehr nah am Ausgangswert von 0,75.

Auffällig ist die Streuung der Messwerte in allen drei Varianten. Echte Wiederholungen der C_{org} -Beprobungen liegen nicht vor, die Sprünge in den TOC Gehalten zwischen zwei Beprobungen, z.B. bei Variante 3 mit Messwerten von 60 t ha⁻¹ im Jahr 1994 und 41 t ha⁻¹ im Jahr 1996, weisen darauf hin, dass ein Teil der scheinbaren zeitlichen Variabilität wohl tatsächlich auf räumliche Variabilität zurückzuführen ist.

Tabelle 6: Mittlerer absoluter Fehler (MAE) und Wurzel aus den mittleren Abweichungsquadraten (RMSE) zwischen Messungen und Modellergebnissen Dülmen

	MAE	RMSE
Variante	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹
t1 [-FYM/-MF]	4,27	5,41
t2 [-FYM/+MF]	4,01	5,12
t3 [+FYM/-MF]	4,93	6,46

Prinzipiell ist aber in den Messdaten allen Varianten ein klarer negativer Trend zu erkennen, der durch lineare Regressionen bestätigt wird (s. Abb. 13). Dieser Trend wird auch von RothC nachvollzogen, wobei die RothC-Modellergebnisse auch nah an den Regressionsgeraden liegen. Die Differenzen zwischen den Varianten, bezogen auf die Regressionsgeraden durch die Messpunkte, werden von RothC ebenfalls reproduziert. Tabelle 6 belegt das die mittleren absoluten und quadrierten Abweichungen zwischen Modell und Messwerten für alle Varianten etwa gleich groß sind, zeigt aber auch im Vergleich zu den anderen Dauerversuchen relativ große Fehler. Diese sind zum Teil auf die Streuung in den Messdaten zurückzuführen.

Tabelle 7 zeigt wie zu erwarten, dass die größten Kohlenstoffvorräte bei Variante 3 vorliegen, die zusätzlich mit organischer Düngung versorgt wird. Die beiden Varianten ohne organische Düngung liegen relativ nah beieinander, wobei für die Varianten mit Mineralischer Düngung leicht höhere Kohlenstoffvorräte vorliegen.

Tabelle 7: Errechnete Kohlenstoffpools der Varianten t1 bis t3 Dülmen für den Dezember 2010 aus dem Inversionsansatz, gleichbedeutend mit den Initialwerten für die Modellszenarien

	TOC	DPM	RPM	BIO	HUM	IOM
Variante	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹
t1 [-FYM/-MF]	34,86	0,0006	0,92	0,17	29,85	3,92
t2 [-FYM/+MF]	36,75	0,0007	1,50	0,23	31,10	3,92
t3 [+FYM/+MF]	40,52	0,0008	2,51	0,32	33,78	3,92

Für die Varianten t1 bis t3 ergeben sich anhand der Messungen von 1985 und 2008 jährliche Verluste von -0,405, -0,414 und -0,328 t ha⁻¹ y⁻¹. Die entsprechenden Verluste im Modell betragen -0,425, -0,401 und -0,396 t ha⁻¹ y⁻¹. Hier liegt also durchaus Übereinstimmung vor was die Höhe der Verluste betrifft, allerdings wird nach den Messungen ein geringfügig höherer Verlust für die Variante t2 mit Mineraldüngung als für die Variante t1 ohne Mineraldüngung ermittelt. Das ist im Modell genau anders herum und entspricht auch eher dem was nach den Kohlenstoffinputs aus den anhand der Erträge abgeschätzten Ernteresiduen zu erwarten wäre. Auch dies ist vor dem Hintergrund der großen Streuung in den Messdaten zu interpretieren.

3.1.4 Poppelsdorf

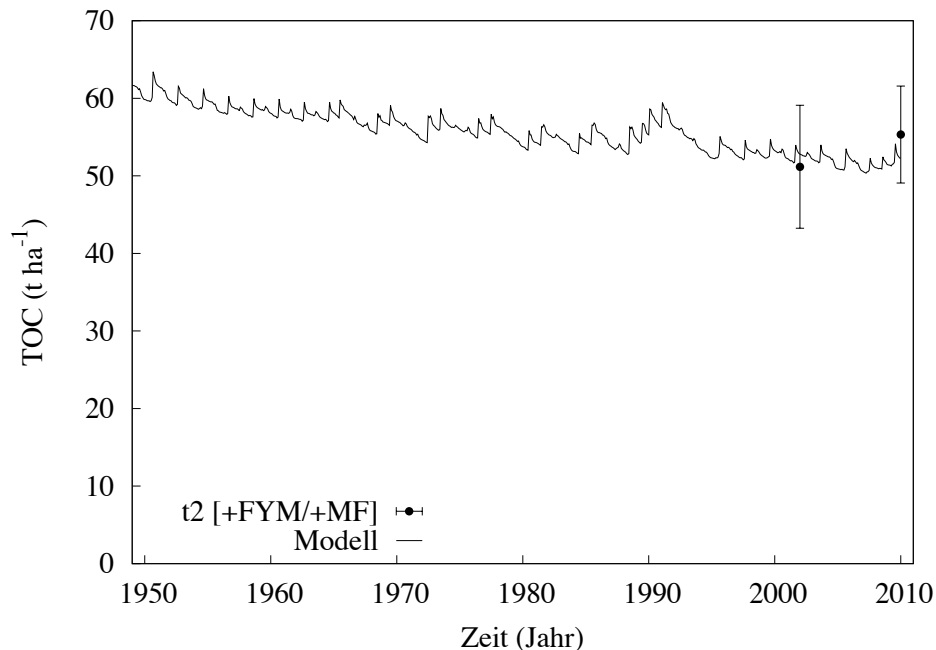


Abb. 14 Modellinversion der Variante t2 Poppelsdorf zwischen 1948 und 2010

Für den Poppelsdorfer Dauerversuch wurde aufgrund der Datenlage nur der initiale TOC-Gehalt invers mit einem Wert von $62,5 \text{ t ha}^{-1}$ bestimmt. Die mittlere absolute Abweichung zwischen Modell und Messung beträgt $2,93 \text{ t ha}^{-1}$, wobei der leichte Anstieg der TOC-Messungen zwischen 2002 und 2010 durch das Modell nicht nachvollzogen wird (Abb. 14). Die Nutzungsgeschichte nach dem Abbruch des Dauerversuchs 2007 und der Probenahme 2010 ist nicht dokumentiert, so dass hier über eine Erklärung des leichten Anstiegs nur spekuliert werden könnte.

Der für die Variante t2 modellierte TOC-Gehalt von $52,3 \text{ t ha}^{-1}$ für 2010 setzt sich zusammen aus $0,05 \text{ t ha}^{-1}$ DPM, $6,6 \text{ t ha}^{-1}$ RPM, $0,88 \text{ t ha}^{-1}$ BIO, $39,3 \text{ t ha}^{-1}$ HUM und $5,45 \text{ t ha}^{-1}$ IOM.

3.1.5 Meckenheim

Für den Dauerversuch in Meckenheim wurde zunächst anhand der Varianten t1 bis t3 ein dimensionsloser Skalierungsfaktor für die Inputs aus Ernteresiduen geschätzt, da die Vorwärtsmodelle eine systematische Unterschätzung der gemessenen TOC-Gehalte zeigten. Der so invers bestimmte Skalierungsfaktor von 1,53 wurde dann im Folgenden für die Inversionsläufe der Kompostvarianten t4 und t5 benutzt. Anhand dieser

Varianten wurde der HUM-Anteil des organischen Düngers bestimmt. Für Stallmist wird im Originalmodell ein Wert von 2 % angenommen. Anhand der Inversionen für die t4 und t5 Variante wurde für Kompost ein Wert von 8,8 % bestimmt, was der Logik eines höheren Zersetzungsgrades im Kompost folgt.

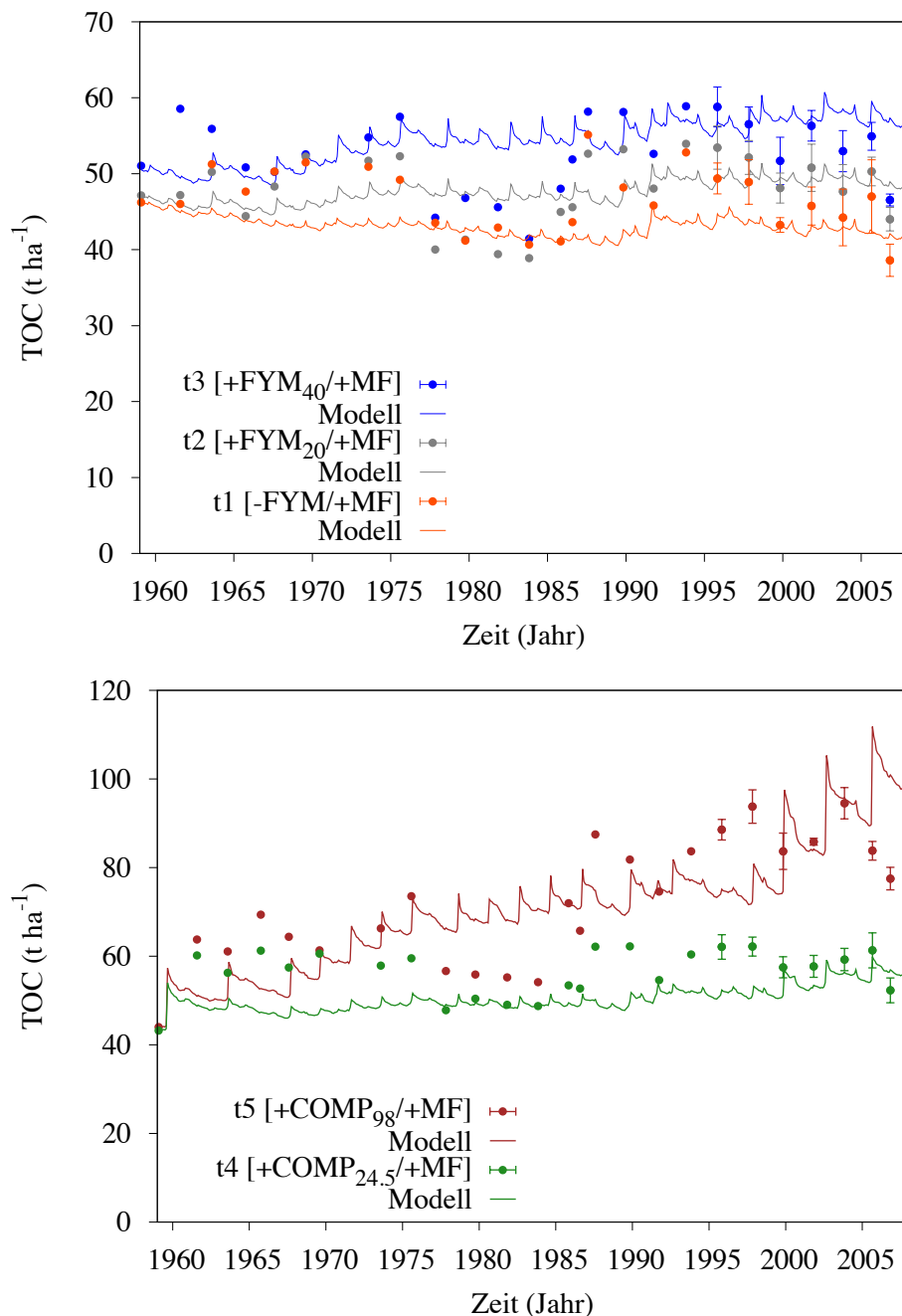


Abb. 15 Modellinversion der Varianten t1 bis t5 Meckenheim zwischen 1958 und 2009

Die Auswertung der Abweichungen zwischen Modell und Messung zeigt vergleichbare Fehlergrößen in den Varianten t1 bis t3 (Tab. 8). Auffällig sind die relativ großen

Abweichungen zwischen Modell und den Folgemessungen der Jahre 1977, 1979, 1981 und 1983 in den Varianten t2 und t3 (s. Abb. 15). Die Messungen aller drei Varianten weisen in diesen vier Messjahren jeweils sehr niedrige TOC-Werte auf. Das gilt auch für Messungen in den Kompostvarianten t4 und t5. Die Fehlermaße dieser beiden Varianten liegen auch höher, was aber z.T. durch das höhere Niveau der TOC-Gehalte zu erklären ist. So liegen die TOC-Gehalte der Variante t5 am Ende der Simulationsperiode fast bei 100 t ha⁻¹, während das der Varianten t1 bis t3 grob um 50 t ha⁻¹ liegt.

Tabelle 8: Mittlerer absoluter Fehler (MAE) und Wurzel aus den mittleren Abweichungsquadraten (RMSE) zwischen Messungen und Modellergebnissen Meckenheim

	MAE	RMSE
Variante	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹
t1 [-FYM/+MF]	3,81	4,39
t2 [+FYM ₂₀ /+MF]	4,82	5,90
t3 [+FYM ₄₀ /+MF]	3,92	5,04
t4 [+Comp _{24.5} /+MF]	6,70	8,04
t5 [+COMP ₉₈ /+MF]	10,8	12,8

Die für das Ende der Simulationsperiode errechneten Kohlenstoffpools zeigen die anhand der organischen Düngung zu erwartende Reihung (Tab. 9), wobei die mit der ungefähr gleichen Menge gedüngte Stallmist- (t2) und Kompostvariante (t4) deutlich höhere TOC-Gehalte für die Kompostdüngung aufweist. Das gleiche Bild ergibt sich anhand der Messungen 2006 mit 44,0 respektive 52,3 t ha⁻¹. Für die Varianten t1 bis t5

Tabelle 9: Errechnete Kohlenstoffpools der Varianten t1 bis t5 Meckenheim für den Dezember 2008 aus dem Inversionsansatz, gleichbedeutend mit den Initialwerten für die Modellszenarien

	TOC	DPM	RPM	BIO	HUM	IOM
Variante	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹
t1 [-FYM/+MF]	40,67	0,019	4,24	0,62	31,93	3,86
t2 [+FYM ₂₀ /+MF]	46,66	0,020	5,84	0,80	36,14	3,86
t3 [+FYM ₄₀ /+MF]	54,18	0,021	7,43	0,98	41,89	3,86
t4 [+Comp _{24.5} /+MF]	53,50	0,020	8,04	1,04	40,54	3,86
t5 [+COMP ₉₈ /+MF]	91,66	0,021	19,15	2,26	66,37	3,86

ergeben sich anhand der Messungen von 1959 und 2006 Bilanzen mit Änderungsraten von -0,16, -0,07, -0,10, 0,19 und 0,71 t ha⁻¹ y⁻¹. Die entsprechenden Änderungsraten im Modell betragen -0,08, 0,04, 0,13, 0,11 und 0,98 t ha⁻¹ y⁻¹. Aus den Messungen ergeben sich also für die Varianten t2 und t3 leichte Verluste, während anhand des Modells bereits Kohlenstoffzunahmen errechnet werden. Das beruht im Wesentlichen auf den im Vergleich zu den in den Vorjahren relativ niedrigen TOC-Messwerten von 2006 (s. Abb. 15).

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass auch für den Dauerversuch in Meckenheim die Relationen der Varianten zueinander als auch die absoluten Werte durch die Modelle gut abgebildet werden.

3.2 Fraktionierung und Modellpools

Die durch die Universität Bonn durchgeführten physikalischen Kohlenstofffraktionierungen erlauben die Bestimmung von drei partikulären organischen Fraktionen: POM1: 2000-250 μm , POM2: 250-53 μm und POM3: 53-20 μm (Amelung & Welp, 2010; Bornemann et al., 2010). Ferner wurde in dieser Studie anhand einer kalibrierten spektroskopischen Methode (MIRS-PLSR; Bornemann et al., 2008) der Anteil des 'Black Carbon' (BC) bestimmt. In diesem Kapitel werden die durch die RothC-Inversionen ermittelten Modellpools mit POM-Fraktionen bzw. dem BC anhand statistischer Methoden verknüpft. Dieser Verknüpfung ist relevant da:

- a) den Fraktionen alleine keine Ratenkonstanten zugeordnet sind und so keine Umsätze abgeschätzt werden können,
- b) ohne die Verknüpfung mit den Fraktionen die Pools für das Modell durch unabhängige Messungen weder initialisiert noch validiert werden können.

Für drei der 63 modellierten Standorte lagen keine POM-Fraktionierungen vor, für weitere drei Standorte fehlten die BC-Bestimmungen, so dass sich für den Vergleich zwischen RothC-pools und experimenteller Fraktionierung/BC-Bestimmung ein Stichprobenumfang von $n=57$ ergab. In einem ersten Schritt wurde eine Korrelationsmatrix der abhängigen und unabhängigen Variablen erstellt (s. Anhang A). Hier zeigte sich bereits, daß relativ hohe Korrelationskoeffizienten zwischen den abhängigen RothC-Pools und den POM-Fraktionen, dem BC und dem Gesamtkohlenstoff TOC bestehen. Vor allem die Fraktionen POM1 und POM2 sowie der TOC-Gehalt korrelieren gut mit HUM und RPM-Pool. Der Korrelationskoeffizient von 1 zwischen IOM-Pool und TOC ergibt sich schon rein theoretisch, da die Größe des IOM-Pool aus dem TOC-Gehalt errechnet wurde (Gl. 1), wurde aber der Vollständigkeit halber mit aufgeführt. Hier ist eher der Korrelationskoeffizient von 0,82 zwischen IOM und BC von Belang, da er eine gute Übereinstimmung zwischen der experimentellen Bestimmung des 'Black Carbon' und der rechnerischen Abschätzung des IOM nach Falloon et al. (1998) andeutet. Ferner ist der Korrelationsmatrix die hohe Interkorrelation der RothC-Pools zu entnehmen. Der niedrigste Pearson-Korrelationskoeffizient von $r=0,81$ wurde in diesem Zusammenhang zwischen DPM und BIO-Pool festgestellt. Ansonsten wurden sehr hohe Korrelationen um $\sim 0,9$ zwischen den Pools gefunden, was auf eine tendenzielle Überparameterisierung von RothC hindeutet, aber typisch für alle Pool-basierten Kohlenstoffmodelle ist (Scharnagl et al., 2010). Von den Korngrößen weisen

vor allem der Schluff sowie der Sand relativ hohe Korrelationskoeffizienten zu den RothC-Pools auf, und nicht, wie vielleicht eher zu erwarten gewesen wäre, der Tonanteil. Im Folgenden wurden dann univariate und multiple lineare Regressionen aufgestellt, um die RothC-Pools aus den abhängigen Variablen zu schätzen. Dazu wurden fünf grundsätzliche Modelltypen definiert:

Modell 1: Jeder RothC-Pool wurde aus jeweils **einer Fraktion** bzw. der BC-Bestimmung abgeschätzt. Dabei handelt es sich um das Vorgehen, wie es z.B. bei Skjemstad et al. (2004) und Zimmermann et al. (2007) beschrieben und erfolgreich angewendet wurde. Analog zu Skjemstad et al. (2004) wurden die Fraktionierungen immer folgendermaßen zusammengefasst:

$$fPOM = POM1 + POM2 \quad (9)$$

$$fHUM = TOC - fPOM - BC \quad (10)$$

Modell 2: Jeder RothC-Pool wurde aus **allen Fraktionen** sowie der BC-Bestimmung geschätzt.

Modell 3: Jeder RothC-Pool wurde aus **allen unabhängigen Variablen** geschätzt. Diese Modellvariante ist tendenziell überparameterisiert und wird im Wesentlichen für Vergleichszwecke benutzt.

Modell 4: Jeder RothC-Pool wurde aus einer **minimalen Auswahl von Fraktionen** geschätzt.

Modell 5: Jeder RothC-Pool wurde aus einer **minimalen Auswahl von allen unabhängigen Variablen** geschätzt.

Die minimale Auswahl an Variablen wurde über eine schrittweise multiple lineare Regression (s. Kapitel 2.5) erzeugt. So wird sichergestellt, dass aus einer minimalen Anzahl an unabhängigen Variablen (Modellparametern) eine möglichst genaue Schätzung der abhängigen Variable erzielt wird.

Zusammengefasst folgt das Modell 1 dem klassischen Ansatz aus der Literatur, immer einen Modellpool mit genau einer Fraktion zu korrelieren. Das Modell 2 basiert auf allen Fraktionen und kann angewendet werden, wenn diese vorliegen. Das Modell 3 basiert auf zusätzlichen Bodendaten wie z.B. der Textur. In der Praxis ermöglicht diese

Modellhierarchie also immer die gegebene Datenverfügbarkeit optimal auszunutzen. Die Modelle 4 und 5 dienen im Wesentlichen lediglich dazu, Überparameterisierungen zu vermeiden bzw. zu identifizieren. Hier sollten also immer Modell 4 oder 5 angewendet werden, falls sich im Vergleich zum Modell 2 oder 3 keine deutlich geringeren Bestimmtheitsmasse ergeben.

Tab. 10 Lineare Regressionsmodelle zwischen RothC-Pools und unabhängigen Variablen

Modell	unabhängige Variable(n)		R ²	RSE t ha ⁻¹	R ² _{adj}	AIC
1	DPM	POM1	0,228	0,022	0,214	-414,1
2	DPM	TOC, POM1, POM2, POM3, BC	0,787	0,012	0,766	-490,6
3	DPM	TOC, POM1, POM2, POM3, BC, Tiefe, Ton, Schluff, Sand, Fe, ρ_b	0,833	0,011	0,791	-492,2
4	DPM	=Modell 2				
5	DPM	POM1, Schluff, BC, Sand, Tiefe, TOC	0,825	0,011	0,804	-499,7
1	RPM	fPOM	0,535	2,777	0,527	116,4
2	RPM	TOC, POM1, POM2, POM3, BC	0,949	0,952	0,944	0,13
3	RPM	TOC, POM1, POM2, POM3, BC, Tiefe, Ton, Schluff, Sand, Fe, ρ_b	0,995	0,306	0,994	-122,0
4	RPM	=Modell 2				
5	RPM	POM2, POM3, BC, Ton, TOC	0,995	0,294	0,995	-131,5
1	HUM	fHUM	0,841	7,168	0,838	222,6
2	HUM	TOC, POM1, POM2, POM3, BC	0,998	0,919	0,997	-3,78
3	HUM	TOC, POM1, POM2, POM3, BC, Tiefe, Ton, Schluff, Sand, Fe, ρ_b	0,999	0,316	0,999	-118,6
4	HUM	=Modell 2				
5	HUM	POM2, POM3, BC, Ton, TOC	0,999	0,306	0,999	-127,2
1	BIO	fHUM	0,844	0,182	0,842	-188,9
2	BIO	TOC, POM1, POM2, POM3, BC	0,990	0,049	0,989	-332,9
1	IOM	BC	0,674	1,378	0,668	37,9

Tabelle 10 zeigt, dass das Modell 1 mit nur jeweils einer Fraktion mit Ausnahme für das DPM bereits relativ hohe Bestimmtheitsmaße erzielt werden. Das niedrigste Bestimmtheitsmaß von 0,54 weist hier noch der RPM-Pool auf. Das bestätigt grundsätzlich die Ergebnisse von Skjemstad et al. (2004) und Zimmermann et al. (2007). Es wird aber auch klar, daß die Verwendung aller Fraktionen (Modell 2) jeweils eine deutlich verbesserte Schätzung durch die Regression ermöglicht. Dies wird für alle Pools durch den R^2_{adj} bestätigt. Dieser ist logischerweise immer leicht niedriger als das Bestimmtheitsmaß, da mehr Parameter beteiligt sind. Im Vergleich zu Modell 1 deutet aber auch der R^2_{adj} auf ein erheblich besseres Modell 2 hin. Als Beispiel sei wieder RPM angeführt, für das sich der R^2_{adj} von 0.53 auf 0.94 erhöht. Beim höchst relevanten HUM-Pool reduziert sich von Modell 1 zu Modell 2 der RSE von 7,2 t ha⁻¹ auf unter 1 t ha⁻¹.

Das Modell 3 liefert sehr hohe Bestimmtheitsmaße, z.T. sehr nah an 1. Relativiert wird das durch den R^2_{adj} , da noch einmal deutlich mehr unabhängige Variablen beteiligt sind.

Das Modell 4 wurde gewählt um die ggf. vorhandene Überparameterisierung des Modells 2 zu überprüfen. Hier hat sich gezeigt, dass durch die schrittweise Regressionsprozedur für Modell 4 keine unabhängigen Variablen aus Modell 2 entfernt wurden. Das belegt den hohen Informationsgehalt jeder einzelnen Fraktion, obwohl diese relativ hoch untereinander korreliert sind.

Das Modell 5 wurde erzeugt um die ggf. vorhandene Überparameterisierung des Modells 3 zu überprüfen, und eine optimale Auswahl an unabhängigen Variablen zu treffen. Dabei ist festzustellen, dass durch das Modell 5 fast die gleichen R^2_{adj} erzielt werden, wie durch das Modell 3. Hier werden also quasi ohne Verlust in der Vorhersagegüte die Parameteranzahlen auf etwa 5 bis 6 reduziert. Für das Modell 5 werden immer POM-Fraktionen berücksichtigt, was auf deren Informationsgehalt für die RothC-Pools hinweist. Auffällig ist auch, daß für Modell 5 der Tongehalt in der Regression für RPM und HUM bleibt. Das beruht z.T. darauf, dass dieser im Vergleich zu den Schluff- und Sandgehalten weniger mit den Fraktionen korreliert und so mehr an zusätzlicher Information in die Regression bringt. Die durch den R^2_{adj} aufgezeigten Zusammenhänge werden allesamt durch den AIC untermauert.

Für den IOM-Pool wurde ausschließlich das Modell 1 erstellt, da bei den Modellen 2 bis 5 der TOC-Gehalt berücksichtigt würde und mit dem ist IOM bereits durch Gl. 1 (Falloon et al., 1998) rechnerisch verknüpft.

Die entsprechenden Regressionskoeffizienten sind im Anhang B in einer Tabelle zusammengefasst.

3.3 Prognostische Modellierung

3.3.1 Intensivstandorte

Für alle Szenarien wurden die Trends in der Lufttemperatur, im Niederschlag und in der Verdunstung an Hand der DWD-Klimadaten 1961 bis 2010 für die einzelnen Standorte ermittelt. Der Temperaturtrend in seiner räumlichen Differenzierung ist in Abb. 16 dargestellt. Relativ hohe Zunahmen in der Lufttemperatur wurden für Rheinische Bucht und die nördlichen Bereiche der Westfälischen Bucht ermittelt, während relativ geringe Trends für die meisten Standorte im Niederrheinischen Tiefland und den angrenzenden westlichen Teil der Westfälische Bucht festgestellt wurden. Die hier ermittelten linearen Trends stimmen gut mit den für die Periode 1979 bis 2005 vom IPCC (2007; s. „Table 3.2“) für die nördl. Hemisphäre angegeben Trends zwischen $0,29$ und $0,33$ °C Dekade⁻¹ überein.

Ausgesprochen geringe lineare Trends von im Mittel $0,39$ mm y⁻¹ bzw. $0,29$ mm y⁻¹ wurden respektive für die Jahresniederschläge und die Verdunstung ermittelt.

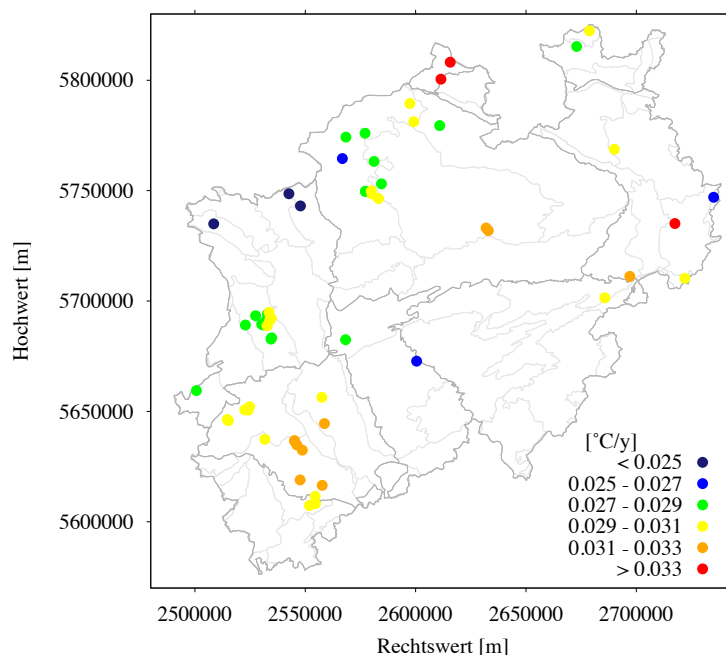


Abb. 16 Aus den DWD-Daten 1961 bis 2010 ermittelte lineare Temperaturtrends für die 63 Modellstandorte

Szenario „10%“

Die prognostischen RothC-Modellläufe 2010 bis 2030 wurden auf Basis der, wie in Kapitel 3.1.1 beschrieben, invertierten initialen Modellpools und der generierten Klimadaten (s. Kapitel 2.4.1) für drei Kohlenstoffinputszenarios durchgeführt. Zunächst

werden hier die Ergebnisse des Szenarios mit einer angenommen Erhöhung der Kohlenstoffinputs um 10% bis 2030 vorgestellt.

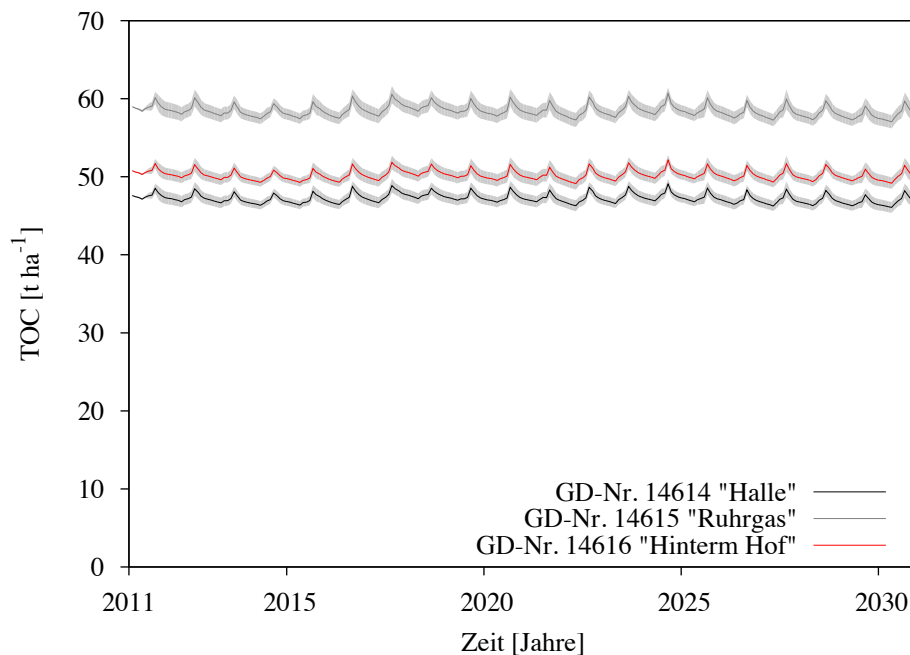


Abb. 17 Prognostizierter zeitlicher Verlauf der Kohlenstoffvorräte der Standorte 1 bis 3 für das "10%"-Szenario; die graue Fläche ist die Standardabweichung aus den 100 Klimaszenarien

Abbildung 17 zeigt beispielhaft den prognostizierten Verlauf des TOC an drei Standorten. Dazu wurde für jeden Standort das Modellensemble aus 100 Klimarealisationen gemittelt. Deutlich wird, daß im Mittel alle drei Standorte geringfügig Kohlenstoff verlieren. Das trifft im Übrigen auch auf die anderen 60 Standorte zu (s. Abb. 18). D.h. die angenommene Erhöhung der Kohlenstoffinputs um 10% bis 2030 kompensiert nicht die ermittelten klimatischen Trends. Die Standardabweichungen des Modellensembles erlauben Aussagen über die Unsicherheit der Prognosen aus den Klimarealisationen. Absolut betrachtet ist diese Unsicherheit relativ gering, deutlich geringer als die Differenzen zwischen den drei hier angeführten Beispielen. Das muss aber vor dem Hintergrund der Differenz im TOC von 2010 und 2030 betrachtet werden. Diese ist z.T. relativ gering. Für den Standort 1 z.B. nimmt laut Prognose der TOC von 2010 bis 2030 um lediglich 0.88 t ha^{-1} ab. Umgerechnet entspricht dies etwa 0,02 Gew.-% im C_{org} , liegt also deutlich im Messfehlerbereich.

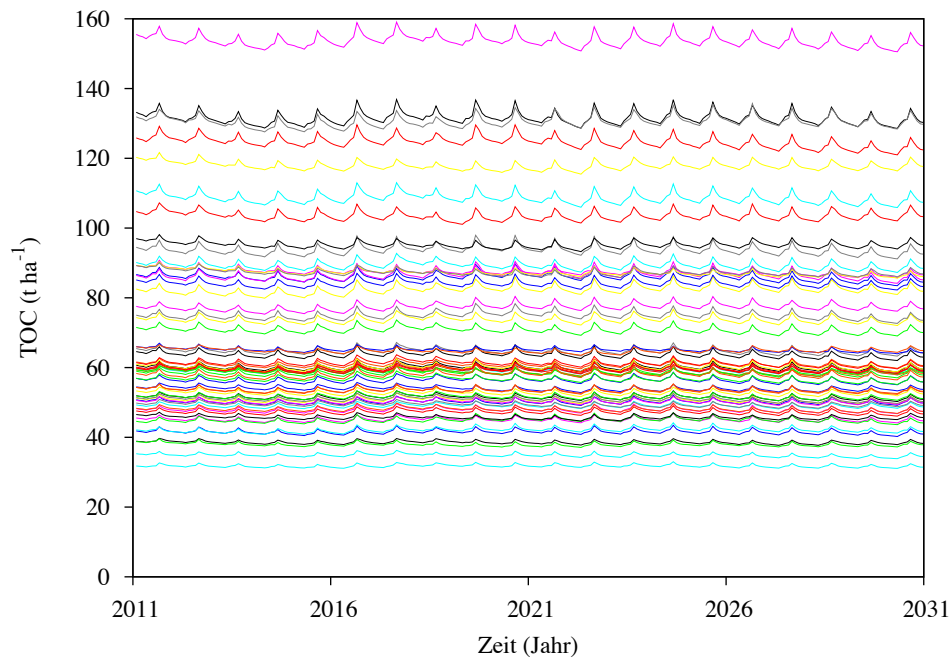


Abb. 18 Prognostizierter Verlauf der Kohlenstoffvorräte 2010 bis 2030 für die 63 Modellstandorte; es handelt sich hier um das TOC-Mittel aus dem Modellensemble der 100 Klimarealisierungen für jeden Standort

Die dazugehörige Unsicherheit (Standardabweichung) aus den Klimarealisierungen zum Ende des Prognosezeitraums beträgt 0,74 t ha⁻¹. Im Falle eines günstigen (kalten) Klimaverlaufs in den nächsten 20 Jahren, könnte dann also fast kein Verlust an TOC auftreten (s. Abb. 19).

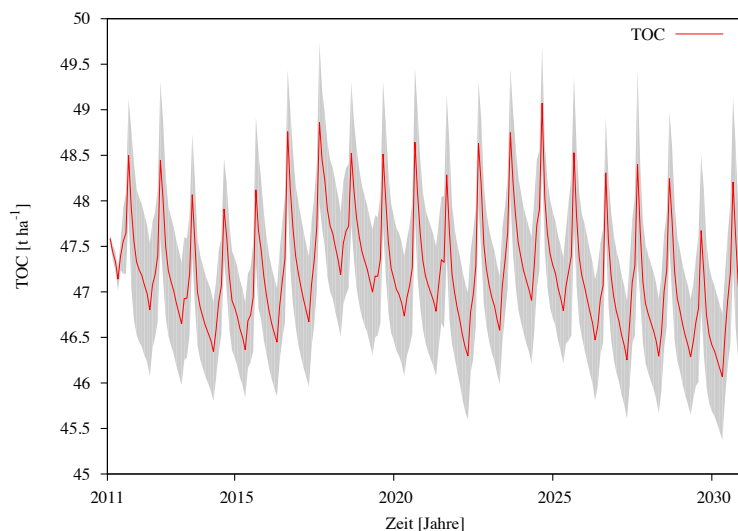


Abb. 19 Prognostizierter zeitlicher Verlauf der Kohlenstoffvorräte am Standort 1 mit der GD-Nr 14614 'Halle'. Die graue Fläche ist die Standardabweichung aus den 100 Klimaszenarien, die rote Linie ist der Mittelwert daraus.

Gemittelt über alle 63 Standorte beträgt die Differenz im TOC zwischen 2030 und 2010 ca. $-1,5 \text{ t ha}^{-1}$ bei einem Minimum von $-3,7 \text{ t ha}^{-1}$ und einem Maximum von $-0,4 \text{ t ha}^{-1}$. Bezogen auf den TOC von 2010 beträgt der mittlere Verlust $-2,1 \%$. Die Unsicherheit (Standardabweichung) aus den 100 Klimarealisationen beträgt im Mittel über alle Standorte $0,94 \text{ t ha}^{-1}$.

Relevant ist in diesem Zusammenhang auch, die räumliche Verteilung der Kohlenstoffbilanzen 2010/2030 zu betrachten (s. Abb. 20, links). Relativ geringe Verluste von ca. -1 t ha^{-1} sind für die Standorte des Niederrheinischen Tieflands sowie der Rheinischen Bucht prognostiziert. Es fallen vor allem aber auch die relativ hohen prognostizierten Verluste der Standorte in der Westfälischen Bucht und im Bergischen Land/Sauerland auf. Hohe absolute Verlustprognosen an einzelnen Standorten könnten natürlich auch einfach darauf zurückzuführen sein, dass ein hoher TOC-Gehalt an diesem Standort vorliegt. Aus diesem Grund wurde auch der über den TOC-Gehalt von 2010 normierte Verlust errechnet. Diese relative Bilanz ergibt aber im wesentlichen das gleiche Bild (s. Abb. 20, rechts). Lediglich einige Standorte im nördlichen Ostwestfalen weisen hohe absolute Verluste auf, die offensichtlich auf hohen TOC-Gehalten beruhen.

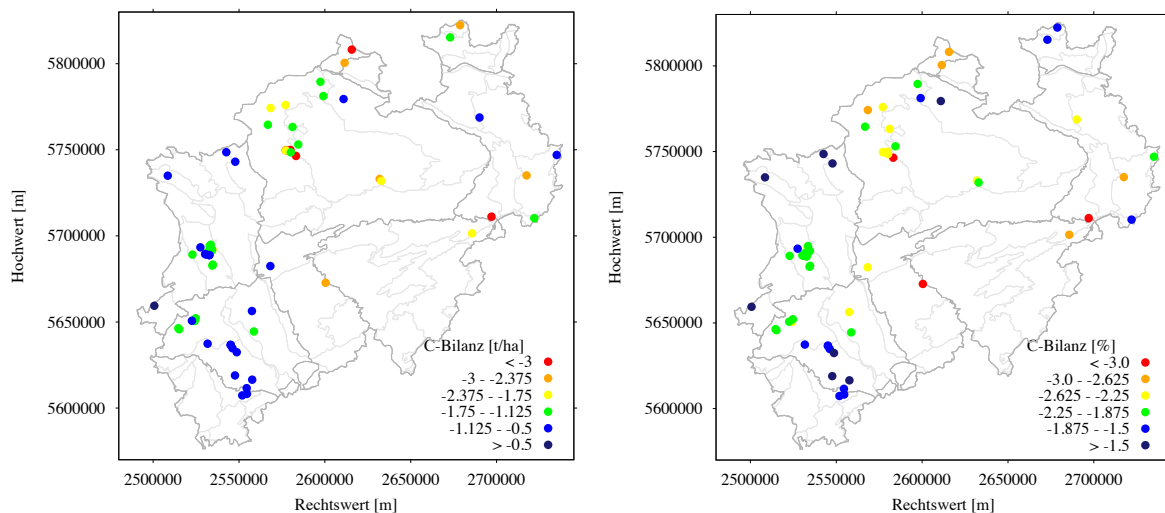


Abb. 20 Zwischen 2010 und 2030 prognostizierter absoluter Verlust an Kohlenstoff (links) und relativer Verlust (rechts) bezogen auf den TOC 2010 für das Szenario „10%“

Vergleich der Szenarien

Neben dem Szenario „10%“ wurden zu Vergleichszwecken die Szenarien „0%“ und „25%“ ausgehend von gleichbleibenden jährlichen Kohlenstoffinputs bzw. einer

Erhöhung von 25% im Laufer der 20 Jahre durchgerechnet. Die klimatischen Randbedingungen, sowie alle Bodenparameter sind in den drei Szenarien identisch.

Wie zu erwarten, sinken die Kohlenstoffvorräte im „0“-Szenario am stärksten. Nehmen im „10“-Szenario die Kohlenstoffvorräte noch mit einer mittleren jährlichen Rate von $-0,074 \text{ t ha}^{-1}$ ab, sind es hier bereits fast doppelt so hohe mittlere jährliche Verluste von $-0,14 \text{ t ha}^{-1}$, was einer mittleren Differenz im TOC zwischen 2030 und 2010 von $-2,7 \text{ t ha}^{-1}$ entspricht (S. Tab. 11).

Tab. 11 Vergleich der Szenarien hinsichtlich der über die 63 Standorte gemittelten Prognosen

Szenario	mittlerer C- Input	mittlere Differenz 2030-2010		mittlere Unsicherheit
	$\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$	t ha^{-1}	%	t ha^{-1}
„0%“	4,73	-2,74	-3,94	$\pm 0,89$
„10%“	5,20	-1,47	-2,09	$\pm 0,94$
„25%“	5,88	0,20	0,35	$\pm 0,92$

Die als Standardabweichung aus den 100 Klimarealisationen errechnete Unsicherheit beträgt im Mittel bei allen drei Szenarien $\sim 0,9 \text{ t ha}^{-1}$. Ein Hinweis darauf, dass neben der Entwicklung der Kohlenstoffinputs auch die natürliche klimatische Variabilität innerhalb der Periode 2010 bis 2030 eine Rolle spielen wird. Oben wurde bereits darauf hingewiesen, dass sich z.B. für das „10%“-Szenario der prognostizierte Verlust von $-1,5 \text{ t ha}^{-1}$ bei einer klimatischen Unsicherheit von $0,9 \text{ t ha}^{-1}$ auf $-0,6 \text{ t ha}^{-1}$ reduzieren bzw. auf $-2,4 \text{ t ha}^{-1}$ erhöhen kann.

Für das andere extreme Szenario mit einer Steigerung der Kohlenstoffinputs von 25% bis 2030 wird eine extrem geringe Zunahme der Kohlenstoffvorräte von im Mittel $0,2 \text{ t ha}^{-1}$ errechnet. Bei diesen Kohlenstoffinputs wird das System im Prinzip also trotz der als steigend angenommenen Temperaturen auf dem gleichen TOC-Niveau gehalten. Abbildung 21 verdeutlicht, dass für das „25“-Szenario nicht alle 63 Standorte eine positive Kohlenstoffbilanz 2010/2030 aufweisen. Die Standorte, die hier trotz der hohen Kohlenstoffinputs negative Bilanzen aufweisen sind sicher als jene zu identifizieren, die sich im Zuge des Klimawandels als potentielle Kohlenstoffquellen herausstellen können.

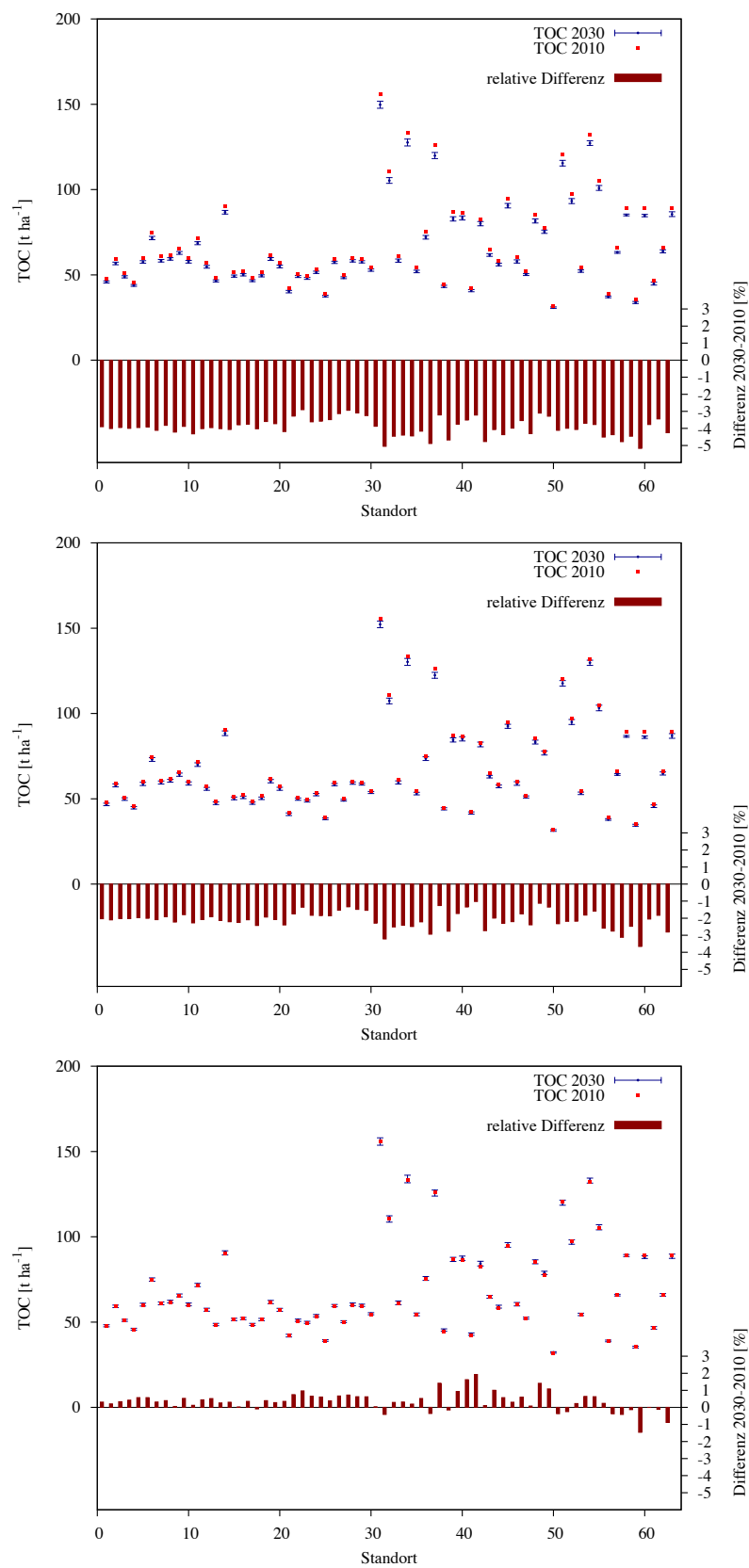


Abb. 21 Kohlenstoffbilanz der einzelnen Standorte zwischen 2010 und 2030 für das Szenario “0%” (oben), das Szenario “10%” (mitte) und das Szenario “25%” (unten).

In ihrer räumlichen Differenzierung unterscheiden sich die drei Szenarien nicht grundsätzlich (vgl. Abb. 20 und Abb. 22). Für die Standorte der Rheinischen Bucht und des Niederrheinischen Tieflands werden in allen Szenarien relativ geringe Verluste prognostiziert. Relativ sensibel sind dagegen die Standorte in Ostwestfalen, im Bergischen Land/Sauerland und in der Westfälischen Bucht. Wobei hier im Wesentlichen besonders für jene Standorte relativ hohe Kohlenstoffverluste prognostiziert werden, für die auch relativ hohe Temperaturtrends von über $0,029\text{ }^{\circ}\text{C y}^{-1}$ ermittelt wurden (vgl. Abb. 16).

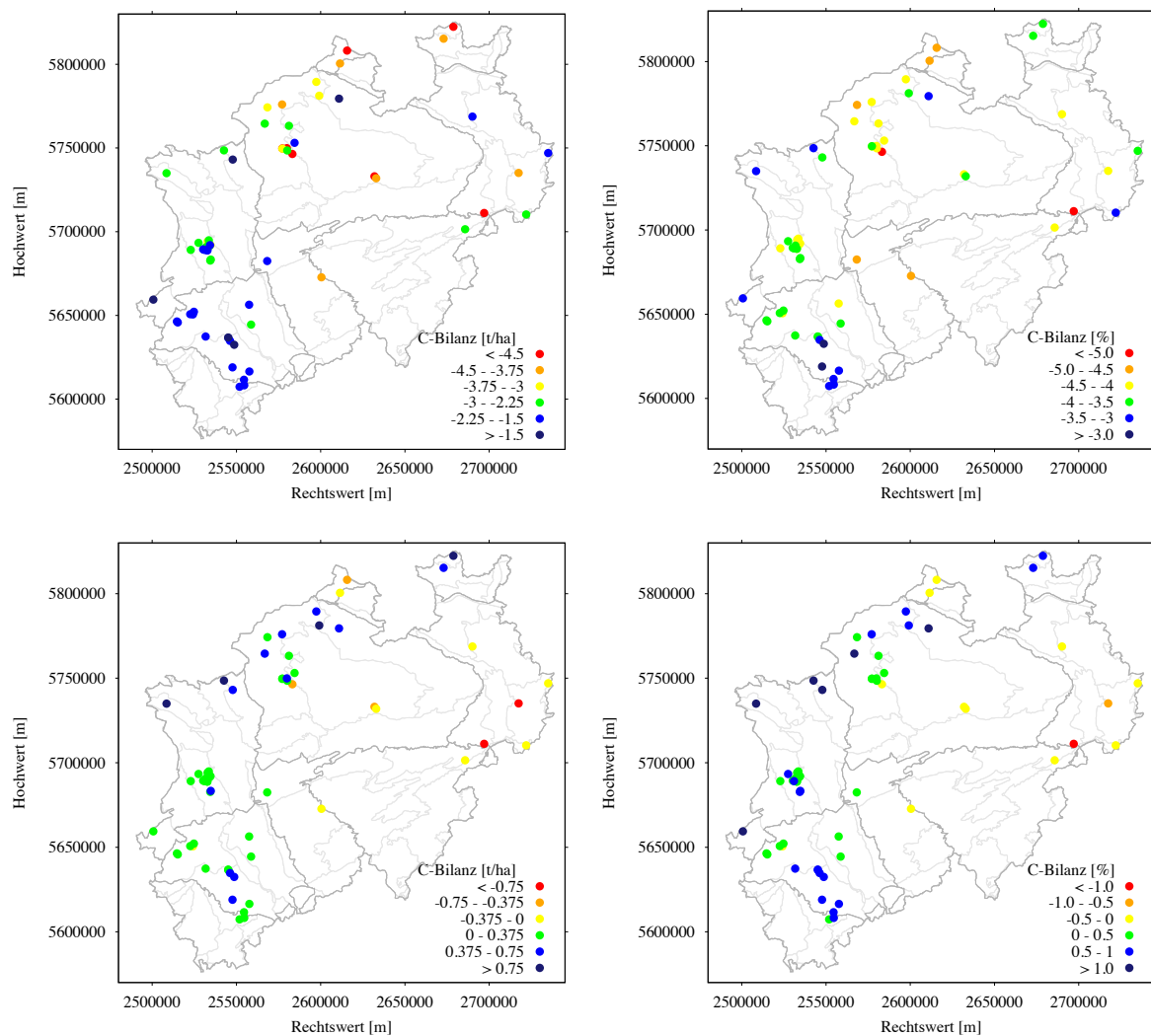


Abb. 22 Zwischen 2010 und 2030 prognostizierter absoluter Verlust an Kohlenstoff (links) und relativer Verlust (rechts) bezogen auf den TOC 2010 für das Szenario "0" (oben) und das Szenario "25" (unten)

3.3.2 Dikopshof

Der für den Zeitraum 1980 bis 2009 beobachtete stetige Rückgang der Kohlenstoffvorräte in allen vier Varianten des Dikopshof setzt sich im Prognosezeitraum fort (Abb. 23). Der stärkste Rückgang im Prognosezeitraum wird für die Variante t1 modelliert (Tabelle 12). Der geringsten Rückgänge werden für die Varianten 3 und 4 prognostiziert, was sich zum Großteil durch die Kohlenstoffinputs aus der Stallmistdüngung erklärt.

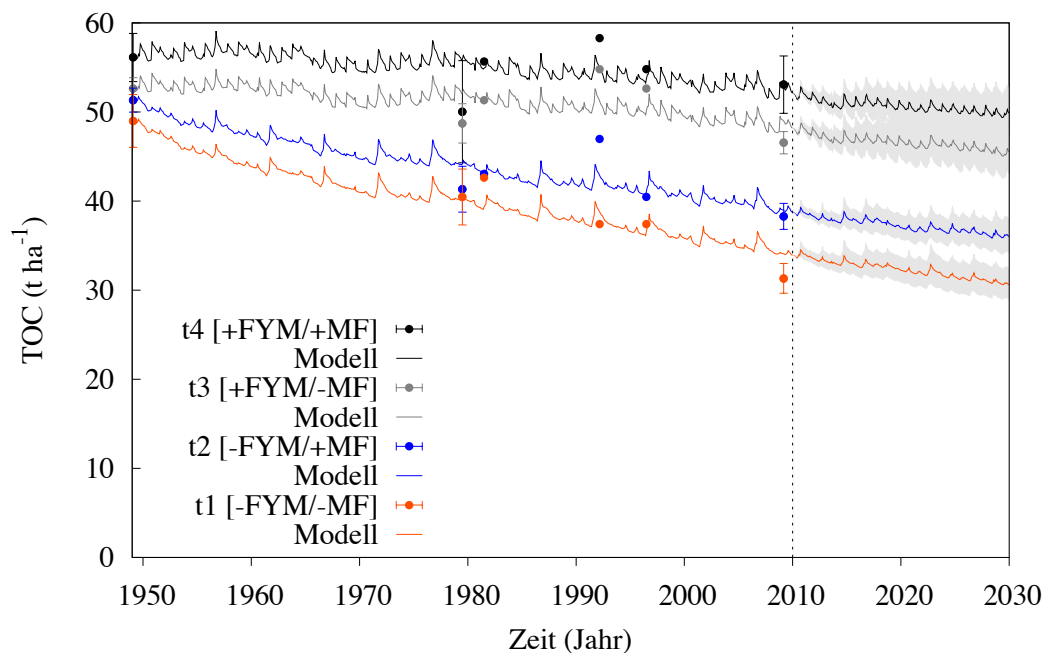


Abb. 23 Prognose der Kohlenstoffvorräte der Varianten t1 bis t4 Dikopshof; die grauen Flächen repräsentieren die Standardabweichung des Modellensembles

Die Sensitivität der Prognose gegenüber den zu erwartenden Klima- und Kohlenstoffeintragsänderungen lässt sich am Beispiel der Variante t2 aufzeigen, gilt in den Grundzügen aber für alle Varianten. Für die Variante t2 ergibt sich auf Basis des Modellensembles eine Differenz im Kohlenstoffvorrat zwischen $-0,74$ und $-4,62 \text{ t ha}^{-1}$ innerhalb der 20 Jahre, während der Mittelwert einen Verlust von $-2,68 \text{ t ha}^{-1}$ schätzt (Tabelle 12). Hier ist die Variabilität in den Prognosen resultierend aus der Unsicherheit bezüglich des zukünftigen Klimas und der Kohlenstoffinputs in der gleichen Größenordnung wie der mittlere prognostizierte Verlust. Bei den Varianten t3 und t4 ist die Variabilität der Prognoserechnungen sogar leicht größer als der mittlere

prognostizierte Verlust, was theoretisch zu leichten Kohlenstoffgewinnen in der Bilanz 2010/2030 führen könnte (s. auch Abb. 23).

Die Standardabweichung der prognostizierten Verluste zwischen den Szenarien ist für die Variante 4 am größten da hier einfach die größte Menge an Kohlenstoff unterschiedlichen Klimabedingungen ausgesetzt wird. Die Spannweiten der prognostizierten Verluste verringern sich dementsprechend systematisch in Richtung Variante t1.

Tabelle 12: Kohlenstoffvorräte (TOC) Dikopshof prognostiziert für Dezember 2030;
 ΔC kennzeichnet die Bilanz zwischen Dezember 2010 und Dezember 2030

	Variante			
	[-FYM/-MF]	[-FYM/+MF]	[+FYM/-MF]	[+FYM/+MF]
	t1	t2	t3	t4
2030 t ha ⁻¹	30,6±1,75	36,0±1,94	45,5±2,64	49,9±2,73
ΔC t ha ⁻¹	-3,27	-2,68	-2,58	-2,19
Verlust t ha ⁻¹ y ⁻¹	-0,164	-0,134	-0,129	-0,110

3.3.3 Dülmen

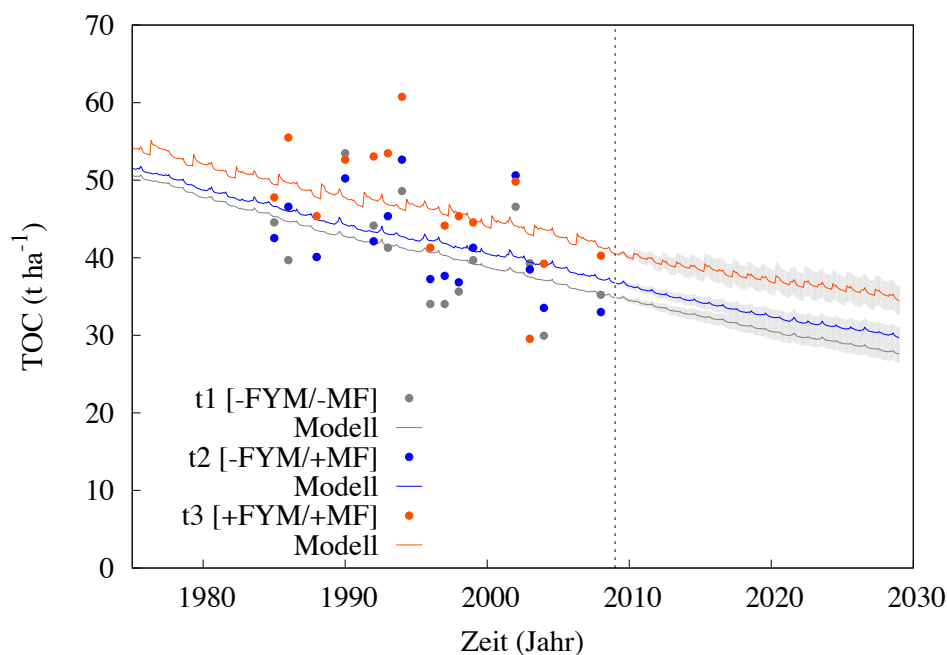


Abb. 24 Prognose der Kohlenstoffvorräte der Varianten t1 bis t3 Dülmen; die grauen Flächen

Im Vergleich zu den anderen Dauerversuchen zeigen die Varianten t1 bis t3 des Dülmener Standorts bereits für die Inversionsperiode die größten Abnahmeraten. Dieser negative Trend setzt sich auch für den Prognosezeitraum fort, wobei auch hier die stärksten Abnahmen für die Varianten t1 und t2, also ohne Stallmistdüngung, prognostiziert werden (s. Tab. 13). Aber auch für die Variante mit Stallmistdüngung wird noch ein deutlicher Rückgang im TOC von -6 t ha^{-1} prognostiziert. Die Abnahmeraten liegen mit mehr als $-0.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ z.B. mehr als doppelt so hoch wie für den Dikopshof.

Für diesen Dauerversuch liegen die prognostizierten Verluste klar über den Standardabweichungen des Modellensembles aus der Unsicherheit der Klima- und Kohlenstoffinputs.

Tabelle 13: Kohlenstoffvorräte (TOC) Dülmen prognostiziert für Dezember 2030; ΔC kennzeichnet die Bilanz zwischen Dezember 2010 und Dezember 2030

	Variante		
	[-FYM/-MF]	[-FYM/+MF]	[+FYM/+MF]
	t1	t2	t3
2030 t ha^{-1}	27,6 \pm 1,15	29,7 \pm 1,27	34,5 \pm 2,49
$\Delta C \text{ t ha}^{-1}$	-7,23	-7,01	-6,00
Verlust $\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$	-0,362	-0,350	-0,300

3.3.4 Poppelsdorf

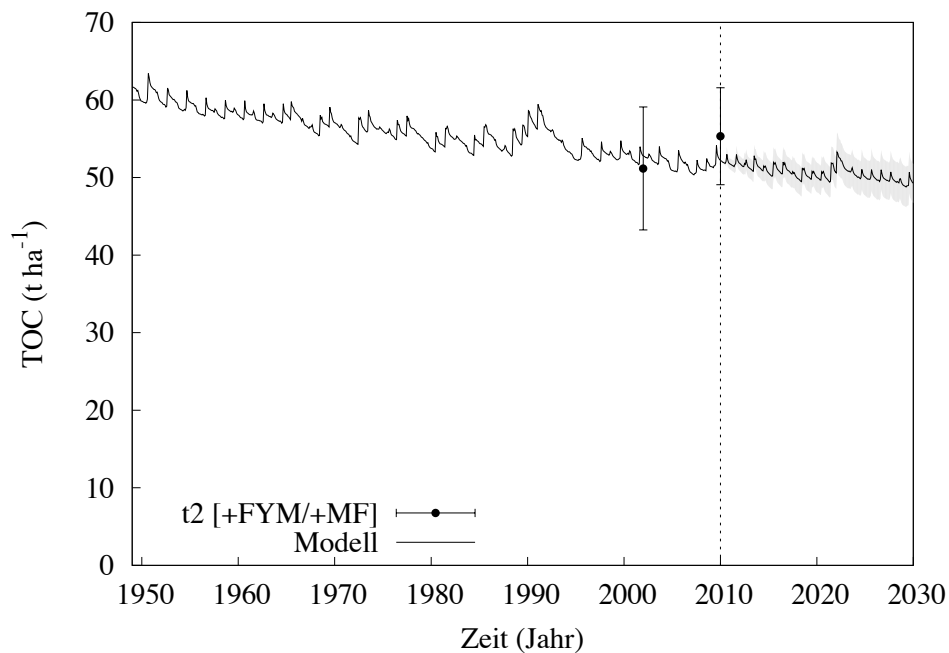


Abb. 25 Prognose der Kohlenstoffvorräte der Variante t2 Poppelsdorf; die grauen Flächen repräsentieren die Standardabweichung des Modellensembles

Für die Variante t2 des Poppelsdorfer Dauerversuchs wird ein TOC-Vorrat von $49,3 \pm 2,49 \text{ t ha}^{-1}$ für 2030 prognostiziert (s. Abb. 25). Das entspricht einem mittleren prognostizierten Verlust von $-2,89 \text{ t ha}^{-1}$, was wiederum einer Verlustrate von $-0,144 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ entspricht und relativ nah den Verlustraten, die auch für den Dikopshof prognostiziert werden, liegt.

3.3.5 Meckenheim

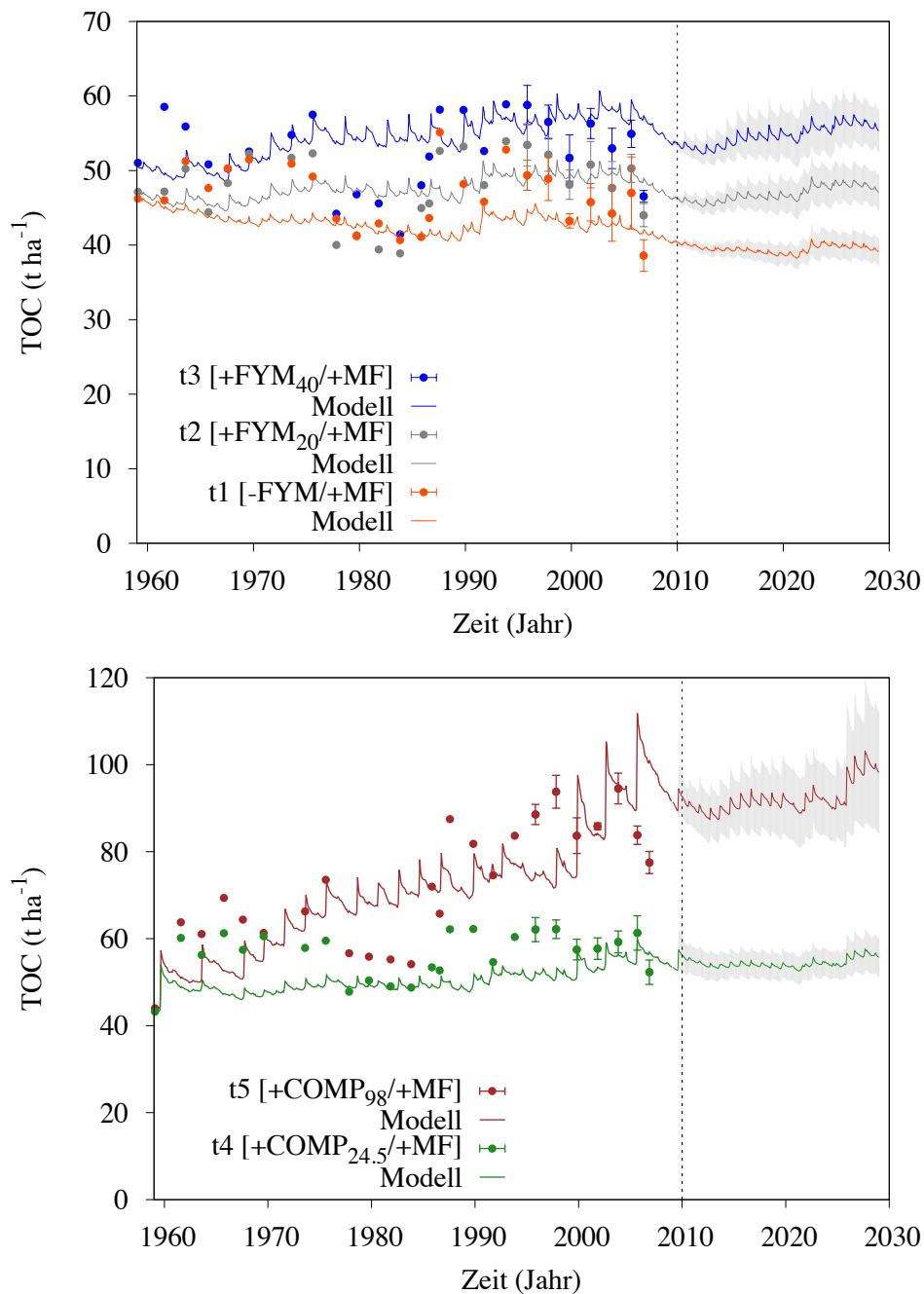


Abb. 26. Prognose der Kohlenstoffvorräte der Varianten t1 bis t5 Meckenheim; die grauen Flächen repräsentieren die Standardabweichung des Modellensembles

Für den Dauerversuch in Meckenheim werden für alle Varianten Kohlenstoffgewinne prognostiziert, mit Ausnahme der Variante t1 ohne jegliche organische Düngung, für die geringe mittlere Verluste, etwa -4 % bezogen auf 2010, geschätzt werden (Abb. 26). Für diese wird auch eine entsprechend sehr geringe Verlustrate von $-0,075 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$

prognostiziert. Die Varianten t2 bis t5 weisen in der mittleren Prognose Gewinne auf, die von sehr niedrigen Zugewinnraten von $0,025 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ bis zu $0,34 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ reichen (Tab. 14). Letztere wird erwartungsgemäß für die Variante mit 98 t Kompostzufuhr ermittelt. Auffällig ist auch hier dass für die Variante mit vergleichbaren Mengen an organischer Düngung, t2 und t4, größere Gewinne für die Kompostvariante t4 errechnet werden. Die als Standardabweichung des Modellensembles ausgedrückte Unsicherheit der Prognosen ist in allen Varianten größer als die für 2030 prognostizierte Zunahme bzw. Abnahme im TOC.

Tabelle 14: Kohlenstoffvorräte (TOC) Meckenheim prognostiziert für Dezember 2030; ΔC kennzeichnet die Bilanz zwischen Dezember 2010 und Dezember 2030

	Variante				
	-FYM/+MF	-FYM ₂₀ /+MF	+FYM ₄₀ /+MF	+COMP _{24.5} /+MF	+COMP ₉₈ /+MF
	t1	t2	t3	t4	t5
2030 t ha^{-1}	39,1±1,77	47,1±2,34	55,3±2,80	55,7±4,35	98,2±13,9
$\Delta C \text{ t ha}^{-1}$	-1,50	0,50	1,24	2,31	6,73
Verlust $\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$	-0,075	0,025	0,062	0,115	0,337

4. Diskussion

4.1 Intensivstandorte

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Intensivstandorte bewusst kritisch diskutiert, da die prognostischen Modellläufe inhärent unvalidiert sind. Eine Validierung aller 63 Modelle ist durch den Mangel an historischen Daten unmöglich. Das ist nur für die Dauerbeobachtungsflächen realisierbar. Hier ist also besonderes Augenmerk darauf zu legen unter welchen Annahmen und auf welcher Datenbasis die Prognosen erzeugt wurden. Eine tatsächliche Validierung z.B. der Poolverteilung bei der Modellinitialisierung ist auch über die physikalischen Kohlenstofffraktionierungen noch nicht möglich. Aber die in dieser Studie aufgezeigten guten statistischen Zusammenhänge zwischen Modellpools und Fraktionen belegen die gleichen Tendenzen in den Ergebnissen durch zwei unabhängige Methoden und deuten das Potential zur Kombination der beiden Methoden an.

Der empirische Vergleich zwischen Modellpools und Fraktionen zeigt ähnliche Tendenzen in den Ergebnissen der beiden unabhängigen Methoden und erlaubt so eine indirekte Verifizierung beider Methoden. Der Schritt jeweils einen Modellpool statistisch mit allen Fraktionen zu Verknüpfen (Modell 2) statt wie bisher üblich nur mit einer Fraktion wird für einen doch relativ heterogenen Datensatz als vielversprechend angesehen. Alle errechneten Gütekriterien belegen so eine deutlich bessere Verknüpfung zwischen Fraktionen und Pools. Sinnvoll ist in diesem Zusammenhang sicherlich die Validierung der aufgestellten Regressionen an einem unabhängigen Datensatz. Das wurde für den in dieser Studie benutzten Datensatz ($n=57$) versucht, in dem der Datensatz in einen Validierungsdatensatz mit $n=20$ und einen Datensatz zur Aufstellung der Regressionen mit $n=37$ aufgespalten wurde („Jackknife Validation“). Diese Herangehensweise hat sehr ähnliche Ergebnisse geliefert, allerdings wurde auf eine Darstellung der Ergebnisse in dieser Studie verzichtet, da durch das Aufspalten des bereits relativ kleinen Datensatzes statistisch gesehen unsichere Aussagen entstehen. Hier sind einfach weitere Daten notwendig, um die Regressionen unabhängig zu validieren.

Die Initialisierung von RothC über das Einstellen eines Gleichgewichtszustands hat sich, wie z.B. auch bei Zimmermann et al. (2007), als probates Mittel erwiesen. Für den Grossteil der an dieser Studie beteiligten Standorte ist die Annahme eines Gleichgewichts auch sicherlich zutreffend. Es ist aber zu beachten, dass bei einigen

Standorten im nördlichen Ostwestfalen und insbesondere in der Westfälischen Bucht mit sehr hohen Kohlenstoffvorräten über die Gleichgewichtsannahme aber auch sehr hohe jährliche Kohlenstoffinputs ($> 7 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) geschätzt wurden. Bei vielen dieser Standorte (z.B. GD-Nr. 14647001, 14650001 und 14652001) liegen vergleyte Podsole vor, einer der Standorte (GD-Nr. 14645001) wird explizit als Plaggenesch angesprochen, so dass die Annahme eines Gleichgewichts ggf. nicht zulässig ist. Werden für diese Standorte die Kohlenstoffinputs überschätzt, wird dann in der Prognose der potentielle Verlust an Kohlenstoff unterschätzt. Diese Zusammenhänge betreffen nur wenige Standorte und lassen sich letztendlich nur klären, wenn Bewirtschaftungsdaten inklusive der Applikationsmengen von organischem Dünger sowie Ertragsdaten für den jeweiligen Standort vorlägen.

Ausgehend von einer Erhöhung der Kohlenstoffinputs um 10 % bis 2030 wird ein mittlerer Verlust an Kohlenstoff von $-1,5 \text{ t ha}^{-1}$ für diesen Zeitraum in NRW prognostiziert. Das entspricht einem mittleren Verlust von -3,9 %, bezogen auf den Kohlenstoffvorrat von 2010. Vor dem Hintergrund der Humusversorgung erscheinen diese Werte als wenig kritisch. Vor dem Hintergrund des Klimawandels sind eigentlich alle CO_2 -Quellen zu minimieren. Die Berechnungen mit RothC ergaben, dass eine Steigerung der Kohlenstoffinputs um ca. 25% bis 2030 die agrarisch genutzten Böden NRWs im Mittel trotz des angenommenen Klimawandels in eine Kohlenstoffsenke umwandeln könnte. Für dieses Szenario ist durch den erhöhten Kohlenstoffinput aber zu beachten, dass sich dadurch das Verhältnis von labilem Kohlenstoff (RPM) zu stabilem Kohlenstoff (HUM) in Richtung des labilen Kohlenstoffs verschiebt. Die Erhöhung des Gesamtkohlenstoffs wird also durch eine verstärkte Erhöhung der labilen Pools erzeugt, während sich die stabilen Pools um einen geringeren Betrag erhöhen. Dabei würde es sich also immer noch um eine nicht komplett nachhaltige Erhöhung handeln, da in dem Fall dass sich nach 2030 die Kohlenstoffinputs wieder verringern durch den erhöhten labilen Kohlenstoffanteil mehr CO_2 freigesetzt würde. Wichtig in diesem Zusammenhang ist auch die RothC zugrunde liegende Annahme einer gleichen Temperatursensitivität aller Modellpools. Die Frage ob die stabileren Pools möglicherweise eine höhere Temperatursensitivität aufweisen wird sehr kontrovers diskutiert. Als Beispiel seien die konträren Ergebnisse der Studien von Conen et al. (2006) und Vanhala et al. (2007) angeführt.

Die prognostischen Modellläufe beruhen auf 63 Standorten, so dass die mittleren Trends für NRW relativ gut abgesichert sind. In ihrer räumlichen Differenzierung werden vor

allein die Standorte, für die relativ hohe Temperaturtrends 1961/2010 ermittelt werden, als sensitiv gegenüber den zu erwartenden klimatischen Änderungen eingestuft. Hier ist lediglich zu beachten, dass nicht mit regional differenzierten Erhöhungen der Kohlenstoffinputs gerechnet wurde. Wenn z.B. für die stärker durch Hackfrüchteanbau dominierte Rheinische Bucht signifikant geringere Ertragssteigerungen (sprich regional geringere Steigerung des Kohlenstoffinputs) prognostiziert würden, müsste sich für diese Region auch ein vergleichsweise stärkerer Verlust in den Kohlenstoffvorräten ergeben. Das ließe sich auch nur über lokal validierte Ertragsprognosen und lokale Informationen über die organische Düngung realisieren.

4.2 Dauerversuchsflächen

Anhand der Quantifizierung der Modellfehler ist festzustellen, dass die Modellinversionen an den Dauerversuchen am Dikopshof und in Meckenheim eine relativ sichere Anpassung von RothC an den jeweiligen Standort erlauben. Mit Abstrichen gilt dies auch für den Dauerversuch in Dülmen, wo allerdings durch das Fehlen von Wiederholungsmessungen eine geringere Sicherheit gegeben ist. Der Dauerversuch in Poppelsdorf ist aufgrund der Datenlage schwer zu interpretieren, ist aber der Vollständigkeit halber in dieser Studie mit einbezogen.

Die Messungen zwischen 1949 und 2009 am Dikopshof belegen eine Abnahme der Kohlenstoffvorräte in allen vier Varianten. Die geringsten Abnahmen wurden für die Varianten, die mit 20t Stallmist ha⁻¹ organisch gedüngt wurden, gemessen. Für die jeweils auch mit Mineraldünger versorgten Varianten wurden wiederum geringere Verluste quantifiziert. Hier führt die Mineraldüngung zu stärkeren Pflanzenbeständen und somit zu einem erhöhten Kohlenstoffinput aus Ernteresiduen, was dann langfristig die TOC-Vorräte stützt. All diese Zusammenhänge werden durch RothC nachvollzogen. Die mittleren absoluten Fehler liegen je nach Variante zwischen 1,7 und 2,3 t ha⁻¹ (s. Tab. 4), was einem Fehler von 0,04 bzw. 0,05 % C_{org} entspricht und sich dem Messfehler im Labor annähert. Bildet man die Kohlenstoffbilanzen zwischen 1949 und 2009 so fällt auf, dass die Modellergebnisse die entsprechenden Messungen grundsätzlich gut abbilden aber zwischen den Varianten etwas geringer streuen. Hier spielt die Tatsache rein, dass die Bilanzen auf Basis der Messwerte natürlich immer nur auf der letzten Messung beruhen, während die Modellergebnisse auf Basis der Inversion auf allen verfügbaren Messwerten beruhen. Hier ist das Modell also in der Lage alle vorhandenen Messungen zu nutzen und eine robuste Schätzung zu liefern. Die modellierte

Kohlenstoffbilanz ist somit weniger sensitiv gegenüber den Fehlern in den letzten Messwerten.

Die Messungen zwischen 1985 und 2008 am Hanninghof in Dülmen weisen im Vergleich zu den anderen hier berücksichtigten Dauerversuchen die stärkste Abnahme der Kohlenstoffvorräte auf. Auch hier sind allein auf Basis der Messungen die geringsten Verluste für die Variante mit organischer Düngung in Form von 25 t Stallmist ha⁻¹ zu verzeichnen. Für die beiden anderen Varianten weist die mit Mineraldünger versorgte Variante wiederum geringere Verluste auf. Auch diese Zusammenhänge sind mit RothC nachvollziehbar. Hier wurde zunächst der Versuch unternommen der großen Streuung in den Messwerten über die Anpassung einer linearen Gleichung zu begegnen. Dies erlaubt erst die Trends in den Daten zu erkennen und die Streuung aus den 15 Messzeitpunkten „wegzumitteln“. Die RothC-Modellläufe zeigen eine starke Übereinstimmung mit diesen einfachen linearen Trends (s. Abb. 13). Die mittleren absoluten Fehler liegen bei Variante 3 mit fast 5 t ha⁻¹ am höchsten, sind aber zum Teil durch die bereits oben diskutierte Streuung in den Messungen zu erklären. Diese führt auch dazu, dass für den Dülmener Dauerversuch Kohlenstoffbilanzen zwischen 1985 und 2008 allein anhand der Messwerte fast nicht zu interpretieren sind. Hier ist definitiv ein Modell notwendig, um sichere Kohlenstoffverlustraten zu bestimmen. Nur auf Grund der relativ kurzen Zeitspanne von 23 Jahren wäre dies sogar noch über ein simples lineares Modell möglich.

Die Anpassung von RothC an die Varianten des Meckenheimer Dauerversuchs zeigt insgesamt eine gute Übereinstimmung zwischen Modell und Messung (s. Tab. 8 und Abb. 15). Bei dem Dauerversuch in Meckenheim zeigen sich für die Varianten t1 bis t3 von 1959 bis 2006 bezüglich der Effekte der mineralischen und organischen Düngung die gleichen Tendenzen in der Entwicklung der Kohlenstoffvorräte zwischen den Varianten wie auch für den Dikopshof und Dülmen. Allerdings ist für die Variante Meckenheim t2 mit 20 t Stallmistdüngung im Gegensatz zu den o.g. beiden anderen Dauerversuchen eine sehr geringe Zunahme (0,04 t ha⁻¹ y⁻¹) modelliert. Für die 40 t Stallmistvariante wird eine etwas deutlichere Zunahme von 0,13 t ha⁻¹ y⁻¹ modelliert. Für die Variante t1 ohne mineralische oder organische Düngung wird wie für die beiden entsprechenden Varianten Dikopshof t1 und Dülmen t1 ebenfalls ein Verlust durch das Modell errechnet, dieser ist aber in Meckenheim mit -0,08 t ha⁻¹ y⁻¹ geringer als an den beiden anderen Dauerversuchen. Hier zeichnet sich die Tendenz ab, das am Meckenheimer Standort generell etwas geringere Kohlenstoffabbauraten zu verzeichnen sind. Zum Teil ist dies

sicher mit der in Meckenheim niedrigsten Jahresmitteltemperatur aller berücksichtigten Dauerversuche zu erklären (s. Tab. 1), was dann in der Folge immer zu etwas niedrigeren Abbauraten führt. Die beiden Varianten t4 und t5 werden anstelle von Stallmist mit Kompost gedüngt. Interessant ist hier der Vergleich zwischen den Varianten t2 und t4 mit 20 t Stallmist bzw. 24,5 t Kompost. Die Variante t4 weist bei vergleichbaren Mengen durch die Düngung mit Kompost zwischen 1959 und 2006 mit $0,11 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ höhere Kohlenstoffzunahmen als die Variante t2 auf. Basierend auf der Annahme eines höheren Zersetzungsgrads des Komposts kann davon ausgegangen werden, dass hier mehr stabiler Kohlenstoff zugefügt wird. Dies wurde im Modell dadurch berücksichtigt, dass bei Zugabe vom Kompost rund 9% des Kohlenstoffs in den HUM-Pool aufgeteilt werden, während bei Stallmist der im Originalmodell vorgegebene Wert von 2% benutzt wurde. Dieser Wert von 9% wurde für beide Kompostvarianten angewendet. Inwieweit dieser Wert übertragbar ist, ist durchaus fraglich, da der Zersetzungsgrad natürlich grundsätzlich von der jeweiligen Art der Kompostaufbereitung abhängt (Bundesgütegemeinschaft Kompost, 2006). Die Variante t5 stellt eine relativ extreme Bewirtschaftung dar, da hier im Mittel bei einzelnen Düngungen 98 t Kompost zugeführt werden. Das führt zu einer deutlichen Zunahme der TOC-Vorräte im Modell um 46 t ha^{-1} im Zeitraum 1959/2006 ($\approx 1 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). Der zeitlichen Verlauf dieser Zunahme und ob sich bei diesen hohen Düngemengen bereits ein Sättigungseffekt einstellt ist leider nicht sicher abzuschätzen, da ab 1999 die Menge an Kompostdüngung im Vergleich zu davor um das ca. 2,5-fache erhöht wurde.

Die prognostischen Modellläufe bis 2030 zeigen mit Ausnahme von Meckenheim für alle Dauerversuche Kohlenstoffverluste. Relativ hohe Verluste, je nach Variante zwischen -6 und $-7,2 \text{ t ha}^{-1}$, werden für den sandigen Standort in Dülmen geschätzt. Moderate Verluste bis 2030 werden für den Dikopshof, zwischen $-2,2$ und $-3,3 \text{ t ha}^{-1}$, und den Poppelsdorfer Standort mit $-2,9 \text{ t ha}^{-1}$ prognostiziert. Diese Differenzen lassen sich zum einen durch die im Verhältnis zur Rheinischen Bucht ermittelte stärkere Temperaturzunahme für den Dölmener Standort (s. Tab. 3) aber auch mit den niedrigen Tongehalten des dortigen Bodens erklären. Hohe Tongehalte werden allgemein als humusstabilisierend betrachtet. Für die t1 Variante des Meckenheimer Versuchs ohne organische Düngung werden ebenfalls, wenn auch geringe, Verluste für 2030 prognostiziert. Für die Variante t2 mit 20 t Stallmistdüngung wird ein sehr geringer Gewinn an Kohlenstoff von $0,5 \text{ t ha}^{-1}$ bis 2030 prognostiziert, während für die 40 t Stallmistvariante ein geringer Gewinn von $1,3 \text{ t ha}^{-1}$ geschätzt wird. Für die

Kompostvarianten t4 und t5 werden deutliche Gewinne von 2,3 respektive 6,7 t ha⁻¹ prognostiziert. Diese klaren Kohlenstoffgewinne in den Varianten t3 bis t5 sind im wesentlichen durch die massive organische Düngung zu erklären. Betrachtet man die Kohlenstoffbilanzen über alle Dauerversuche und Varianten hinweg so spiegeln die Prognosen die Kohlenstoffumsätze des jeweiligen Messzeitraums wie zu erwarten wieder.

Um hier hinsichtlich der Prognosen allgemeingültige Aussagen zu treffen, ist aber die Betrachtung einzelner Varianten der Dauerversuche relevant. Das Design der Dauerversuche schließt bewusst relativ extreme Bewirtschaftungsvarianten mit ein, die so in der landwirtschaftlichen Praxis in NRW sicher nicht zu finden sind. Das betrifft zum einen die extremen Mangelvarianten komplett ohne mineralische und/oder organische Düngung, also im Prinzip alle in dieser Studie als „t1“ bezeichneten Varianten. Ferner sind sicher auch die mit extrem hohen organischen Düngungen beaufschlagten Meckenheimer Varianten t3 bis t5 in der Praxis selten zu finden. Relevanter sind dagegen die Variante Dikopshof t4 mit einer tatsächlichen jährlichen Stallmistdüngung von 1,1 t ha⁻¹ y⁻¹, Dülmen t3 mit 0,69 t ha⁻¹ y⁻¹, Poppelsdorf t2 mit 1,8 t ha⁻¹ y⁻¹ und Meckenheim t2 mit 0,65 t ha⁻¹ y⁻¹. Für die auch räumlich benachbarten Varianten Dikopshof t4 und Poppelsdorf t2 werden mit -2,2 respektive -2,9 t ha⁻¹ ähnliche Verluste bis 2030 prognostiziert. Für die ebenfalls in der Rheinischen Bucht gelegene Variante t2 des Meckenheimer Versuchs wird allerdings eine geringe Zunahme um 0,5 t ha⁻¹ bis 2030 prognostiziert. Dagegen werden deutlichere Verluste von 6 t ha⁻¹ bis 2030 für die Dülmener Variante t3 geschätzt. Dies liegt daran, dass für diesen Standort im Verhältnis zu NRW relativ starke Zunahmen der Lufttemperatur bis 2030 angenommen werden. Eine weitere Erklärung dafür ist aber neben dem niedrigsten Tongehalt auch, das im Verhältnis zu den drei anderen hier diskutierten Varianten der anderen Dauerversuche mit rund 0,7 t ha⁻¹ y⁻¹ in Dülmen relativ geringe Mengen an organischer Düngung zugeführt werden.

4.3 Synthese

Vergleicht man die für 2030 mit einer Zunahme von 10% in der Ernteresiduen angenommenen und nahe an der landwirtschaftlichen Praxis orientierten Varianten der Dauerversuche (Dikopshof t4, Dülmen t3, Poppelsdorf t2 und Meckenheim t2) mit den Prognosen des „10%“-Szenarios für die Intensivstandorte (s. Abb. 20 links) so fällt

zunächst auf, dass die räumliche Differenzierung und die Größenordnung der prognostizierten Änderungen grundsätzlich übereinstimmen. Bezüglich der räumlichen Differenzierung ist die Aussagekraft natürlich beschränkt durch die Lage der drei Dauerversuche Dikopshof, Poppelsdorf und Meckenheim in der Rheinischen Bucht und dem Dülmener Standort in der Westfälischen Bucht. Bei vergleichbaren Kohlenstoffinputs (s. Abb. 11) werden für die Intensivstandorte in der Rheinischen Bucht Bilanzen zwischen 0 und $-1,75 \text{ t ha}^{-1}$ bis 2030 prognostiziert. Die entsprechenden Bilanzen der drei Dauerversuche in der Rheinischen Bucht variieren ähnlich zwischen $0,5$ und $-2,9 \text{ t ha}^{-1}$. Mit -6 t ha^{-1} in der Bilanz werden größere Verluste bis 2030 für den Dauerversuch in der Westfälischen Bucht prognostiziert. Für die Intensivstandorte in der Westfälischen Bucht werden ebenfalls relativ negative Bilanzen zwischen $-1,75$ und unter -3 t ha^{-1} prognostiziert, die allerdings auf geringere Verluste als in Dülmen t3 hinweisen. Bei diesem Vergleich ist zu beachten, dass aber auch die Gesamtkohlenstoffinputs der Dülmener Variante t3 mit $1,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ klar niedriger sind als die durch die Inversion für die Intensivstandorte invers geschätzten Kohlenstoffinputs zwischen 4 und $7 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Aufgrund der hohen Viehdichte in der Westfälischen Bucht sind die für die Intensivstandorte invers geschätzten Kohlenstoffinputs in einer realistischen Höhe. Die in dem Dülmener Dauerversuch angelegte Variante t3 verliert durch die entsprechend niedrigeren Inputs mehr Kohlenstoff in der Prognose.

5. Zusammenfassung

Die vorliegende Studie wurde durchgeführt, um das Humusmonitoring des LANUV insbesondere im Hinblick auf Modellprognosen zu begleiten und zu ergänzen. Dazu wurden zwei Ansätze verfolgt:

(I) Modellierung der Dauerversuchsflächen Dikopshof, Dülmen, Poppelsdorf und Meckenheim: Hier wurden Zeitreihen von C_{org} -Bestimmungen für eine Anpassung der Modelle an die Versuchsdurchführung und die Varianten genutzt um dann auf Basis dieser kalibrierten Modelle prognostische Rechnungen für 2030 durchzuführen. Aufgrund der geringen Anzahl der Dauerversuche in NRW und der Bündelung der Standorte in der Rheinischen Bucht wurde ein 2. Ansatz ergänzt.

(II) Modellierung der 63 ‚Intensivstandorte‘ des Humusmonitoring: An den Intensivstandorten liegen neben der C_{org} -Bestimmung auch die Anteile einzelner Kohlenstofffraktionen vor. Ausgehend von einem Gleichgewichtszustand wurden die

mittleren jährlichen Kohlenstoffinputs anhand des für 2010 ermittelten Gesamtkohlenstoffgehalts invers bestimmt. Die so eingestellten Kohlenstoffpools des Modells wurde dann genutzt um prognostische Rechnungen bis 2030 durchzuführen.

Für drei der vier Dauerversuchsflächen werden im Mittel Kohlenstoffverluste bis 2030 prognostiziert. Wobei die absolute Höhe der Verluste je nach organischer Düngungsvariante schwankt. Für den Meckenheimer Dauerversuch werden für die Varianten mit relativ starker organischer Düngung weitere Kohlenstoffzunahmen prognostiziert.

Mittels der Intensivstandorte wird, ausgehend von einer Erhöhung der Kohlenstoffinputs durch Ertragssteigerungen um 10 % bis 2030, ein mittlerer Verlust an Kohlenstoff von -1,5 t/ha für diesen Zeitraum prognostiziert. Das entspricht einem mittleren Verlust von -3,9 %, bezogen auf den Kohlenstoffvorrat von 2010. In ihrer räumlichen Differenzierung werden vor allem die Standorte, für die relativ hohe Temperaturtrends zwischen 1961 und 2010 ermittelt werden (Rheinische Bucht und nördliche Bereiche der Westfälischen Bucht), als sensitiv gegenüber den zu erwartenden klimatischen Änderungen eingestuft. Die Abschätzungen mit RothC ergeben ferner, dass eine Steigerung der Kohlenstoffinputs um ca. 25% bis 2030 die agrarisch genutzten Böden NRWs im Mittel trotz des angenommenen Klimawandels in eine Kohlenstoffsенке umwandeln könnte.

Der Vergleich zwischen den unabhängig für die Intensivstandorte ermittelten Kohlenstofffraktionen und den Modellpools im Gleichgewicht zeigt eine gute Übereinstimmung für 2010.

Danksagung

Besonderer Dank geht an Gerd Welp, Stefan Pätzold, Achim Clemens, Henrik Schumann und Heinrich Scherer von der Universität Bonn für die Bereitstellung bzw. Sammlung der Dauerversuchsdaten. Besonderer Dank geht ebenso an Melkamu Jate und Frank Brentrup vom Yara Research Centre Hanninghof in Dülmen für die Bereitstellung der Daten. An die Diplomandinnen Anne Klosterhalfen und Eva Krause geht spezieller Dank für die Auswertung der Meckenheimer Daten bzw. die vom Dikopshof. Ebenso großer Dank geht an Andrea Hädicke vom LANUV für die Bereitstellung der Humusmonitoringdaten.

Literatur

- AG Boden, 2005. Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden. Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. verbesserte und erweiterte Auflage, 438 S., Hannover.
- Akaike, H. (1974) New look at statistical-model identification. IEEE Trans Autom Control AC19(6):716–723.
- Amelung, W. & Welp, G. 2010. Bestimmung von organischem Kohlenstoff und C-Pools (POM, BC) in Bodenproben des Intensiv- und Extensivprogramms (Humusmonitoring) mittels konventioneller Techniken und mittels MIRS-PLSR, Abschlussbericht 30. November 2010. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn/Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. 63 S.
- Bornemann, L. Welp, G., Brodowski, S., Radionov, A., Amelung, W. 2008. Rapid assessment of black carbon in soil organic matter using mid-infrared spectroscopy. Organic Geochemistry 39:1537-1544.
- Bornemann, L., Welp, G., Amelung, W. 2010. Particulate organic matter at field scale – rapid acquisition using mid-infrared spectroscopy. Soil Sci. Soc. Am. J. 74:1147-1156.
- Bundesgütegemeinschaft Kompost, 2006. Organische Düngung, Grundlagen der guten fachlichen Praxis. Kompost für die Landwirtschaft. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.), Köln.
- Coleman, K. & Jenkinson, D.S. 2005. Roth C-26.3 - A model for the turnover of carbon in soil: Model description and windows users guide, 2nd ed., <http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/rothc.htm>
- Conen, F., Leifeld, J., Seth, B., Alewell, C. 2006. Warming mineralizes young and old carbon equally. Biogeosciences 3:515–519.
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., Marshall, S. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. Soil Biology & Biochemistry 30: 1207-1211.
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., Marshall, S. 2000. How important is inert organic matter for predictive soil carbon modelling using the Rothamsted carbon model? Soil Biology & Biochemistry 32: 433-436.
- Franko, U. 1997. Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 41: 527-547.

- Herbst, M., Hellebrand, H.J., Bauer, J., Huisman, J.A., Simunek, J., Weihermüller, L., Graf, A., Vanderborght, J., Vereecken, H. 2008. Multiyear heterotrophic soil respiration: Evaluation of a coupled CO₂ transport and carbon turnover model. *Ecological Modelling* 214: 271-283.
- IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change fourth Assessment Report: Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis.
http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm
- Kropp, J.P., Holsten A., Lissner, T., Roithmeier, O., Hattermann, F., Huang, S., Rock, J., Wechsung, F., Lüttger, A., Pompe, S., Kühn, I., Costa L., Steinhäuser, M., Walther, C., Klaus, M., Ritchie, S., Metzger, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein- Westfalen: Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam, 250 S.
<http://www.pikpotsdam.de/research/research-domains/climate-impacts-and-vulnerabilities/research/research-field-2-1/nsp/recent-publications-reports>
- Kuzyakov, Y. & Domanski, G. 2000. Carbon input by plants into the soil - Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 421-431.
- Kwast, A. 1996. Vorstellung des internationalen organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuchs (IOSDV) Dülmen und Auswertung der Erträge und N-Entzüge. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 40:133-143.
- Leithold, G, Hülsbergen, K.-J., Michel, D., Schönmeier, H. 1997. Humusbilanzierung – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.). *Initiativen zum Umweltschutz* 5, Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Zeller Verlag Osnabrück.
- Ludwig, B., Schulze, E., Rethmeyer, J., Merbach, I., Flessa, H. 2007. Predictive modelling of C dynamics in the long-term fertilization experiment at Bad Lauchstädt with the Rothamsted Carbon Model. *European Journal of Soil Science* 58: 1155-1163.
- Nelder, J.A., Mead, R.A. 1965. A simplex method for function minimization. *Comput. J.* 7: 308-313.
- Pätzold, S. 2003. Archivfunktion einer Auenparabraunerde: Rekonstruktion der Landschaftsgeschichte anhand der Zeugnisse von 2500 Jahren menschlichen Einflusses. *Mitteilungen Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 102:539-540.

- Press, W.H., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T., Flannery, B.P., 1996. Numerical recipes in Fortran 90, The art of parallel scientific computing, Volume 2 of Fortran Numerical Recipes. Cambridge University Press, 1486 S.
- Ruhr-Stickstoff Aktiengesellschaft 1988. Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 11. Aufl., Verlagsunion Agrar, Münster-Hiltrup/München/Frankfurt(Main)/Wien/Bern.
- Scharnagl, B., Vrugt, J.A., Vereecken, H., Herbst, M., 2010. Information content of incubation experiments for inverse estimation of pool sizes in the Rothamsted carbon model: a Bayesian approach. *Biogeosciences* 7, 763-776.
- Skjemstad, J.O., Spouncer, L.R. et al (2004) Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Aust J Soil Res* 42(1):79–88.
- Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F. 2007. Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES- Szenarios B1, A1B und A2. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 204 41 138. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3133.pdf>
- Vanhala, P. et al. 2007. Old soil carbon is more temperature sensitive than the young in an agricultural field. *Soil Biology & Biochemistry* 39:2967–2970
- Weihermüller, L., Graf, A., Herbst, M., Vereecken, H. in press. Simple pedotransfer functions to initialize reactive carbon pools of the RothC model. *European Journal of Soil Science*.
- Wendling, U. 1995. Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung. *Wasserwirtschaft* 85 (12):602-604.
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M.W., Smith, P., Fuhrer, J. 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science* 58: 658-667.

Anhang

A Korrelationsmatrix

	DPM	RPM	BIO	HUM	IOM	TOC	POM1	POM2	POM3	BC	Tiefe	T	U	S	Fe	TRD
DPM	1	**0.83	**0.81	**0.83	**0.84	**0.84	**0.48	**0.61	0.11	**0.65	**-.044	☼-0.05	**-.055	**0.49	*-0.23	☼-0.09
RPM		1	**0.91	**0.93	**0.95	**0.95	**0.63	**0.71	0.20	**0.85	*-0.24	-0.17	**-.061	**0.58	*-0.32	☼-0.09
BIO			1	**1.00	**0.99	**0.99	**0.75	**0.62	*0.40	**0.78	*-0.27	*0.25	**-.043	*0.31	-0.11	☼-0.09
HUM				1	**1.00	**1.00	**0.75	**0.65	*0.39	**0.80	*-0.27	0.20	**-.046	*0.35	-0.14	☼-0.09
IOM					1	**1.00	**0.74	**0.66	*0.35	**0.82	*-0.27	0.13	**-.050	*0.40	-0.18	-0.10
TOC						1	**0.73	**0.66	*0.36	**0.82	*-0.27	0.13	**-.050	*0.39	-0.18	☼-0.09
POM1							1	**0.61	**0.51	**0.70	-0.21	*0.35	*-0.39	*0.24	-0.13	☼0.07
POM2								1	0.19	**0.71	*-0.25	-0.16	**-.066	**0.62	*-0.37	☼0.02
POM3									1	0.13	*0.34	*0.40	*0.31	*-0.39	☼0.00	☼0.04
BC										1	*-0.33	☼-0.05	**-.071	**0.63	*-0.25	-0.12
Tiefe											1	-0.15	**0.59	**-.047	☼0.00	☼-0.05
T												1	*0.30	**-.055	**0.49	☼-0.06
U													1	**-.096	0.20	☼0.07
S														1	*-0.32	-☼0.04
Fe															1	-0.10
TRD																1

signifikant mit Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha < 0.0005$ = **, mit $\alpha < 0.05$ = * oder mit $\alpha > 0.25$ = ☼ bei n=57

B Regressionsmodelle

Modell	Regressionsgleichung
1 DPM	$=0,0333+0,00281\text{POM1}$
2 DPM	$=-0,102+0,00113\text{TOC}-0,00084\text{POM1}+0,00129\text{POM2}-0,0018\text{POM3}-0,0015\text{BC}$
3 DPM	$=-6,33\text{E-}01+1,09\text{E-}03\text{TOC}-6,3\text{E-}04\text{POM1}+7,48\text{E-}04\text{POM2}-1,94\text{E-}04\text{POM3}-1,79\text{E-}03\text{BC}-1,66\text{E-}03\text{Tiefe}+6,46\text{E-}03\text{Ton}+7,0\text{E-}03\text{Schluff}+6,96\text{E-}03\text{Sand}-1,6\text{E-}05\text{Fe}-1,25\text{E-}02\rho_b$
5 DPM	$=-0,0042-0,00066\text{POM1}+0,00047\text{Schluff}-0,0016\text{BC}+0,000499\text{Sand}-0,00154\text{Tiefe}+0,0011\text{TOC}$
1 RPM	$=6,075+0,363\text{fPOM}$
2 RPM	$=0,3005+0,147\text{TOC}-0,146\text{POM1}+0,123\text{POM2}-0,0851\text{POM3}+0,18\text{BC}$
3 RPM	$=12,573+0,1558\text{TOC}-0,0054\text{POM1}-0,032\text{POM2}-0,031\text{POM3}+0,0714\text{BC}+0,0092\text{Tiefe}-0,226\text{Ton}-0,116\text{Schluff}-0,112\text{Sand}-0,00392\text{Fe}-0,349\rho_b$
5 RPM	$=1,008-0,0235\text{POM2}-0,038\text{POM3}+0,081\text{BC}-0,1197\text{Ton}+0,1556\text{TOC}$
1 HUM	$=-1,73+1,02\text{fHUM}$
2 HUM	$=0,496+0,736\text{TOC}+0,1396\text{POM1}-0,11\text{POM2}+0,0844\text{POM3}-0,183\text{BC}$
3 HUM	$=-14,46+0,728\text{TOC}+0,0052\text{POM1}+0,0395\text{POM2}+0,0293\text{POM3}-0,00766\text{BC}-0,0061\text{Tiefe}+0,244\text{Ton}+0,1398\text{Schluff}+0,1358\text{Sand}+0,00504\text{Fe}+0,491\rho_b$
5 HUM	$=-0,182+0,02995\text{POM2}+0,0396\text{POM3}-0,0879\text{BC}+0,115\text{Ton}+0,728\text{TOC}$
1 BIO	$=-0,0633+0,02615\text{fHUM}$
2 BIO	$=-0,00942+0,0194\text{TOC}+0,00649\text{POM1}-0,00852\text{POM2}+0,0021\text{POM3}-0,0083\text{BC}$
1 IOM	$=3,4134+0,4723\text{BC}$